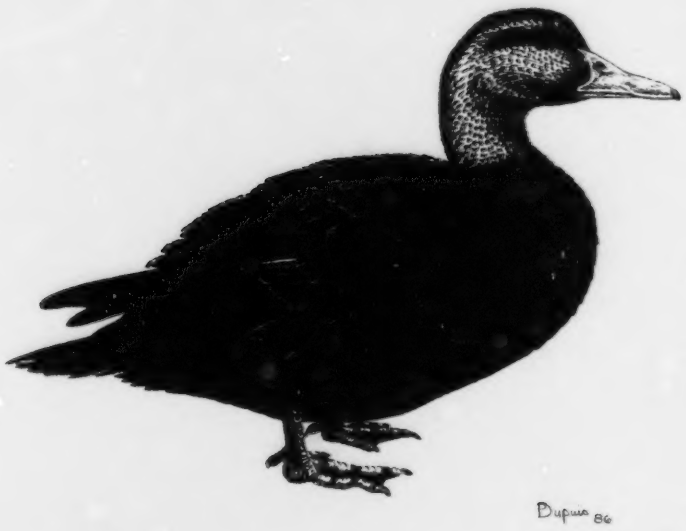
IMPACTS DU DÉPÉRISSEMENT DES ÉRABLIÈRES SUR TROIS OISEAUX INSECTIVORES

Marcel DARVEAU
Jean-Luc DESGRANGES
Yves MAUFFETTE
Gilles GAUTHIER



SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES N° 106
Région du Québec 1990
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Environnement Canada
Service Canadien de la faune

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF.

Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée apparaît à la page titre.

Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans les listes du système de référence DOBIS utilisé dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé. **En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.**

TECHNICAL REPORT SERIES CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service. The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.

Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed with the DOBIS system in major scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience. **To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

L'illustration de la couverture est une œuvre de P. Dupuis. Elle ne peut dans aucun cas être utilisée sans avoir obtenu préalablement la permission écrite de l'auteur.

Cover illustration is by P. Dupuis and may not be used for any other purpose without the artist's written permission.

92-07794/

IMPACTS DU DÉPÉRISSEMENT DES ÉRABLIÈRES SUR TROIS OISEAUX INSECTIVORES

Marcel Darveau[1]
Jean-Luc DesGranges[2]
Yves Mauffette[3]
Gilles Gauthier[1]

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No. 106

Service canadien de la faune 1990

Région du Québec

Ce rapport peut être cité comme suit:

Darveau, M., J.L. DesGranges, Y. Mauffette & G. Gauthier 1990.
Impacts du dépérissement des érablières sur trois oiseaux insectivores.
Série de rapports techniques No. 106.
Service canadien de la faune, région du Québec. vii + 65 p.

---

[1] Dép. biologie, Univ. Laval, Ste-Foy (Québec). G1K 7P4.
[2] Serv. can. faune, Environnement Canada, c.p. 10 100, Ste-Foy (Québec). G1V 4H5.
[3] Dép. sc. biologiques, Univ. Québec à Montréal, c.p. 8888, succ. "A", Montréal (Québec). H3C 3P8.

Publié avec l'autorisation du
Ministre de l'Environnement.
Service canadien de la faune

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1990
N° de catalogue CW 69-5/106F
ISBN 0-662-96348-2
ISSN 0831-6481

Vedettes matières: 1. Oiseaux-érablières. 2. Oiseaux-comportement. 3. Forêt-perturbation.

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, Route de l'Église, c.p. 10 100
Sainte-Foy (Québec). G1V 4H5

AVANT-PROPOS

Ce rapport fait suite à la recherche effectuée dans le cadre du contrat KA313-8-4131/01-XSK d'Approvisionnements et Services Canada et d'Environnement Canada. Il a bénéficié des retombées d'une étude pilote réalisée en 1987 grâce à une subvention du Fonds pour la toxicologie faunique (un fonds coopératif d'Environnement Canada, du Fonds mondial pour la nature et de Noranda inc.). Cette recherche, dont le but était d'évaluer les impacts du dépérissement des érablières sur les oiseaux insectivores, s'intègre dans un vaste programme d'analyse des impacts du dépérissement sur l'écosystème de l'érablière.

Nous tenons à remercier Jeremy N. McNeil, professeur à l'Université Laval, pour son expertise et ses précieux conseils. Nous remercions aussi les assistant(e)s de terrain François Bolduc, Martine Caron, Gaétan Filion, Patrick Gadbois, Hélène Gaulin, Suzanne Guimond, Natalie Hamel, Benoit Jobin, Michelle Landry, Claire Lépine, Christian Marcotte, Claude Nadeau et Monique Salathé, qui ont aussi réalisé les travaux de laboratoire et de compilation des données. Nous remercions aussi Jocelyn Martel qui a mis a notre disposition ses données entomologiques et les acériculteurs qui nous ont permis de travailler dans leurs érablières.

Outre les organismes subventionnaires mentionnés ci-haut, le Ministère de l'emploi et de l'immigration du Canada et la Fédération des producteurs acéricoles du Québec ont contribué au financement. Finalement, M. Darveau a profité de bourses d'études doctorales du Fonds F.C.A.R. du Québec et de la Société zoologique de Québec.

RÉSUMÉ

Nous avons étudié les variations de populations et l'utilisation de l'habitat par le Moucherolle tchébec (Empidonax minimus), le Viréo aux yeux rouges (Vireo olivaceus) et la Paruline bleue à gorge noire (Dendroica caerulescens) durant trois années dans des peuplements d'érable à sucre (Acer saccharum) du sud du Québec. Ces érablières avaient perdu 10-30 % de leur feuillage de cime. À elles seules, les trois espèces d'oiseaux totalisent 36 % des effectifs des érablières étudiées. Le Moucherolle tchébec, l'oiseau le plus abondant dans ces érablières, montre des effectifs plus faibles et plus instables dans les érablières dépéries. Le moucherolle établit son territoire dans les portions d'érablières où le couvert est haut et dégagé et sur-dominé par l'érable à sucre. Le Viréo aux yeux rouges est ubiquiste dans les érablières étudiées. La Paruline bleue à gorge noire, peu abondante, colonise les portions d'érablière qui offrent une forte densité d'arbustes sous couvert arborescent, que celui-ci soit dépéri ou non.

Nous avons aussi vérifié si le dépérissement des érables affecte la sélection du site du nid, le succès de nidification et la qualité des soins parentaux du Moucherolle tchébec. Contrairement aux prédictions, le moucherolle établit son nid dans un secteur de son territoire où les arbres entourant le nid sont plus dépéris. Il n'y a pas de différence significative quant à la position immédiate du

nid entre les territoires sains et dépéris. La taille moyenne de couvée et la date d'éclosion ne diffèrent pas non plus. Le succès de nidification est 8 % plus élevé dans les sites dépéris, mais la différence n'est pas significative. Les soins parentaux sont meilleurs dans les sites dépéris en ce qui a trait à la fréquence de nourrissage des oisillons et au temps passé au nid par les parents. Le volume des becquées apportées aux jeunes ne diffère pas entre les sites. Le régime alimentaire des oisillons ne semble pas différer non plus.

Malgré plusieurs ajustements comportementaux et même s'il retire certains bénéfices momentanés de l'utilisation de peuplements dépéris, le moucherolle ne réussit pas à y maintenir des effectifs stables. Si la perturbation due au dépérissement se maintient ou augmente en intensité, d'autres espèces pourraient montrer des signes d'instabilité.

ABSTRACT

From 1987 to 1989, we studied population dynamics and habitat selection of three insectivorous birds nesting in sugar maple (Acer saccharum) stands of southern Quebec: the Least Flycatcher (Empidonax minimus), the Red-eyed Vireo (Vireo olivaceus), and the Black-throated Blue Warbler (Dendroica caerulescens). The three species accounted for 36 % of the total number of birds in these stands which had already lost 10-30 % of their crown foliage. Populations of the Least Flycatcher, the most abundant bird in the study area, were less lower and less stable in affected sites. The flycatcher establishes its territory in high canopy of nearly pure sugar maple patches with open under-story. The Red-eyed Vireo is ubiquitous in the studied stands. The Black-throated Blue Warbler is scarce and restricted to patches of dense shrub-layer under either affected or healthy canopy.

We also verified if maple dieback affects nest-site selection, nesting success, and parental care in the Least Flycatcher. Contrary to our predictions, the flycatcher builds its nest in a micro-patch where trees surrounding the nest-tree are more affected. Nest position on the tree, mean clutch size and hatching date do not differ between healthy and affected sites. Nesting success is 8 % higher in affected sites, but the difference is not statistically significant. Parental care is better in affected sites according to nestling feeding frequency and time spent at nest by parents. Mean meal size does not vary between sites. Nestling food types do not seem to differ either.

In spite of behavioral adjustments and even if there were some temporary benefits in using declining stands, flycatchers failed to maintain stable populations. If dieback continues to increase, other bird species may also show indications of instability.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS ... iii

RÉSUMÉ ... iii

ABSTRACT ... iv

LISTE DES TABLEAUX ... vi

LISTE DES FIGURES ... vi

LISTE DES ANNEXES ... vii

1. INTRODUCTION ... 1

2. MÉTHODOLOGIE ... 3
- 2.1 Aire d'étude ... 3
- 2.2 Espèces étudiées ... 6
- 2.3 Dénombrements d'oiseaux ... 6
- 2.4 Recherche et suivi des nids ... 7
- 2.5 Soins parentaux ... 7
- 2.6 Contenus stomacaux ... 8
- 2.7 Échantillonnage d'insectes ... 8
- 2.8 Habitat ... 9
- 2.9 Position et morphométrie des nids ... 10
- 2.10 Traitement des données ... 10

3. RÉSULTATS ... 11
- 3.1 Populations d'oiseaux nicheurs ... 11
  - 3.1.1 Communautés d'oiseaux selon les DRL ... 11
  - 3.1.2 Populations des trois espèces principales selon les plans quadrillés ... 12
  - 3.1.3 Sélection de l'habitat ... 16
    - 3.1.3.1 Comparaisons univariées ... 16
    - 3.1.3.2 Analyses discriminantes ... 16
- 3.2 Biologie de reproduction ... 21
  - 3.2.1 Nids trouvés, taille de couvée et chronologie de nidification ... 21
  - 3.2.2 Sélection du site de nidification par le Moucherolle tchébec ... 24
  - 3.2.3 Position et morphométrie des nids de Moucherolle tchébec. ... 27
  - 3.2.4 Succès de nidification du Moucherolle tchébec ... 27
- 3.3 Soins parentaux chez le Moucherolle tchébec ... 31
  - 3.3.1 Fréquence de nourrissage ... 31
  - 3.3.2 Volume des becquées ... 31
  - 3.3.3 Temps passé au nid ... 31
  - 3.3.4 Sacs fécaux ... 35
  - 3.3.5 Poids des oisillons ... 35
  - 3.3.6 Abondance d'insectes dans le milieu et régime alimentaire des oisillons ... 39

4. DISCUSSION ... 43
- 4.1 Populations et sélection de l'habitat ... 43
  - 4.1.1 Moucherolle tchébec ... 47
  - 4.1.2 Viréo aux yeux rouges ... 48
  - 4.1.3 Paruline bleue à gorge noire ... 49
- 4.2 Nids et nidification du Moucherolle tchébec ... 49
  - 4.2.1 Site, position et morphométrie du nid ... 49
  - 4.2.2 Nidification ... 51

4.3 Soins parentaux 52
4.3.1 Descripteurs des soins parentaux 52
4.3.2 Effets du dépérissement 53
4.4 Le Moucherolle tchébec et le dépérissement 55

5. CONCLUSION 56

6. OUVRAGES CITÉS 57

LISTE DES TABLEAUX

1. Populations d'oiseaux des 18 érablières d'après les dénombrements à rayon limité. 13
2. Corrélations entre les populations d'oiseaux et le dépérissement dans les 18 érablières. 14
3. Caractéristiques des parcelles d'habitat utilisées 0, 1, 2 et 3 ans par le Moucherolle tchébec. 17
4. Caractéristiques des parcelles d'habitat utilisées 0, 1, 2 et 3 ans par le Viréo aux yeux rouges. 18
5. Caractéristiques des parcelles d'habitat utilisées 0, 1 et 2-3 ans par la Paruline bleue à gorge noire. 19
6. Tests de signification des analyses discriminantes sur la sélection de l'habitat. 20
7. Nombre de nids de moucherolle, viréo et paruline trouvés et perdus pendant la construction, l'incubation et l'élevage et issue de ces nids. 23
8. Caractéristiques des parcelles d'habitat utilisées comme site de nidification par le moucherolle en comparaison du reste de son territoire. 28
9. Position sur l'arbre et morphométrie des nids de Moucherolle tchébec. 29
10. Estimés du succès de nidification du Moucherolle tchébec selon la méthode de Mayfield . . . 32
11. Insectes capturés sur les pièges collants en 1988. 40
12. Nombre moyen d'insectes par 100 feuilles d'arbre en juin-juillet (Données partielles de Martel 1989). 41
13. Nombre moyen d'insectes par mètre cube de feuillage d'arbuste en juin-juillet (Données partielles de Martel 1989). 42
14. Contenu stomacal des oisillons de Moucherolle tchébec. 44
15. Proies identifiées par observation directe du nourrissage des oisillons de Moucherolle tchébec. 45
16. Nombre moyen de diptères/hyménoptères, de larves de lépidoptères et de lépidoptères adultes apportés au nid par 90 minutes dans les sites dépéris et les sites sains. 46
17. Synthèse des résultats sur les soins parentaux du Moucherolle tchébec. 47

LISTE DES FIGURES

1. Localisation de la région d'étude. 4
2. Répartition typique des territoires de moucherolle, de viréo et de paruline. 5
3. Variation inter-annuelle du nombre de territoires de moucherolle, de viréo et de paruline dans les 6 érablières. 15
4. Représentation bi-dimensionnelle des variables discriminantes de l'habitat du moucherolle. . . . 22
5. Représentation uni-dimensionnelle des variables discriminantes de l'habitat de la paruline. . . . 22
6. Dates d'éclosion des oeufs de moucherolle pour chacune des 3 années. 25
7. Dates d'éclosion des oeufs de moucherolle, viréo et paruline pour l'ensemble des 3 années. 26

8. Fréquence de nourrissage des oisillons de moucherolle dans les sites dépéris et les sites sains en 1988 et 1989. 33
9. Fréquence de nourrissage des oisillons de moucherolle pour les nids avec et sans mortalité en 1988. 33
10. Volume moyen des becquées apportées aux oisillons de moucherolle dans les sites dépéris et les sites sains en 1988 et 1989. 34
11. Volume moyen des becquées apportées aux oisillons de moucherolle pour les nids avec et sans mortalité due au froid en 1988. 34
12. Temps passé au nid par les parents de moucherolle dans les sites dépéris et les sites sains en 1988 et 1989. 36
13. Temps passé au nid par les parents de moucherolle pour les nids avec et sans mortalité due au froid en 1988. 36
14. Proportion des sacs fécaux emportés au bec par les parents. 37
15. Fréquence d'évacuation de sacs fécaux de moucherolle dans les sites dépéris et les sites sains en 1988 et 1989. 37
16. Fréquence d'évacuation de sacs fécaux de moucherolle pour les nids avec et sans mortalité due au froid en 1988. 38
17. Poids des oisillons de moucherolle en fonction de l'âge. 38

LISTE DES ANNEXES

1. Données de base sur les 18 érablières à l'étude. 63
2. Caractéristiques de station et de végétation des six érablières principales. 64
3. Nombre de becquées reçues par oisillon par heure de l'aube au crépuscule, pour 4 nids de Moucherolle tchébec. 65

1. INTRODUCTION

Des cas de dépérissement de l'érable à sucre (Acer saccharum Marsh.) ont été rapportés à quelques reprises dans le sud-est du Canada et le nord-est des États-Unis depuis le début du siècle (McLaughlin et al. 1985; Carrier 1986; Gregory et al 1986). Contrairement aux cas anciens qui affectaient de petites superficies, le dépérissement que l'on observe actuellement touche une bonne partie des peuplements d'érable à sucre nord-américains. En 1987, 51 % des érablières du Québec, soit 494 501 ha de forêt, avaient perdu au moins 11 % de leur feuillage de cime (Bordeleau & Gagnon 1988).

Le dépérissement peut être défini comme une maladie résultant de l'interaction d'un ensemble de causes physiques et biologiques (voir Dessureault 1985). Les causes du dépérissement sont donc multiples et elles agissent progressivement en trois étapes: 1) les facteurs pré-disposants ou chroniques tels les perturbations climatiques, la pollution et les qualités nutritives du sol, 2) les facteurs déclencheurs ou incitants tels les défoliations d'insectes, les sécheresses et autres stress ponctuels et 3) les facteurs accessoires tels les pathogènes et insectes secondaires (Dessureault 1985).

Présentement, plusieurs essences d'arbres dépérissent dans le Nord-Est américain et en Europe et, devant l'ampleur du dépérissement des forêts, de nombreux spécialistes invoquent les précipitations acides comme cause principale (Ulrich 1983; Burgess 1985; Carrier 1986). Plusieurs produits chimiques toxiques (H_2SO_4, NO_x, O_3, etc.), qu'ils soient sous une forme gaseuse ou solide, affectent directement les arbres de peuplements entiers en réduisant leur croissance et même dans certains cas en causant leur mort (Kozlowski & Constantidiniou 1986).

Du point de vue écologique, le dépérissement constitue une perturbation majeure de l'écosystème. Ses effets sont nombreux: perte de feuillage des arbres signifiant une baisse de la production primaire (baisse de 39 % du taux de croissance en volume des arbres en cinq ans par rapport aux vingt dernières années selon Roy et al. 1985), déséquilibre physiologique de l'arbre entraînant une perte de résistance naturelle aux insectes phytophages (Dessureault 1985; Gregory et al. 1986). Pour les oiseaux insectivores nicheurs, le dépérissement constitue une perturbation majeure de l'habitat tant au niveau du couvert végétal qu'au niveau de la nourriture disponible (Desgranges 1987; DesGranges et al. 1987).

En réponse à une perturbation majeure de leur habitat de nidification, les oiseaux montrent habituellement deux types de réactions (Holling 1965): ils modifient leur comportement alimentaire (Orians & Pearson 1977; Martin 1987) et ils ajustent leurs effectifs (Holmes et al. 1986; Leck et al. 1988). Pour analyser ces réactions il convient de travailler au niveau de l'individu pour les aspects du comportement alimentaire et au niveau de la population pour les changements d'effectifs.

Plusieurs travaux ont porté sur l'impact de perturbations telles l'acidification des lacs sur le comportement alimentaire des canards

(dont DesGranges & Rodrigue 1986; Hunter et al. 1986), du Balbuzard (Pandion haliaetus) (Eriksson 1986 in Blancher & McAuley 1987) et de petits insectivores aériens tels le Tyran tritri (Tyrannus tyrannus) (Glooschenko et al. 1986) et l'Hirondelle bicolore (Tachycineta bicolor) (Blancher & McAuley 1987). En général ces travaux concluent que l'acidification des lacs entraîne une diminution de la nourriture pour les oiseaux, ce qui affecte négativement l'alimentation des parents et le nourrissage des oisillons (Blancher & McAuley 1987).

Plusieurs études ont porté sur l'effet de la variation de la qualité de l'habitat sur les communautés d'oiseaux soit en comparant des habitats différents, comme Rotenberry & Wiens (1980), soit en suivant un site donné sur un longue période, comme Holmes et al. (1986). Quelques études ont porté sur l'effet de traitements sylvicoles sur les communautés d'oiseaux d'érablières (Holmes & Sturges 1975; DesGranges 1980; Darveau et al. 1982; Morgan & Freedman 1986). L'effet d'une perturbation telle le dépérissement des forêts, caractérisée par une biomasse qui meurt sur place, n'a jamais fait l'objet d'études à notre connaissance.

Le but de notre recherche est d'identifier les changements dans les populations d'oiseaux des écosystèmes forestiers affectés par le dépérissement. Nous avons donc fixé cinq objectifs à notre recherche:

a. Évaluer si le dépérissement a un effet sur les effectifs régionaux de trois espèces d'oiseaux insectivores représentatifs de trois niches alimentaires différentes. L'hypothèse est que la densité de territoires d'oiseaux de cime devrait diminuer avec l'éclaircissement du feuillage de la voûte forestière et éventuellement la plus faible abondance de proies (insectes) à ce niveau. Le contraire devrait se produire pour les oiseaux de la strate arbustive, la plus forte pénétration de lumière au travers de la voûte devant favoriser la croissance des arbustes et éventuellement augmenter l'abondance de proies dans la strate arbustive.

b. Évaluer si le dépérissement a un effet sur la sélection de l'habitat au niveau local, i.e. au niveau de l'emplacement du territoire. L'hypothèse est que les oiseaux de cime sélectionneront les parcelles les moins dépéries au sein des érablières tandis que les oiseaux d'arbustes feront le contraire.

c. Évaluer si le dépérissement influence le choix du site de nidification à l'intérieur du territoire. L'hypothèse est que les oiseaux nichant dans les arbres choisiront un site de nidification moins dépéri que le reste du territoire pour camoufler le nid et minimiser le risque de prédation.

d. Comparer le succès de nidification entre les territoires situés dans des sites sains et ceux situés dans des sites dépéris. L'hypothèse est que le

succès de nidification d'oiseaux de cime devrait être moindre dans les sites dépéris, en réponse à la dégradation de l'habitat.

e. Comparer la qualité des soins parentaux prodigués aux oisillons entre les territoires dépéris et les territoires sains. Par soins parentaux, on entend ici: la fréquence de nourrissage, le volume des becquées, le type de proies et le temps passé au nid par les parents. L'hypothèse est que, dans les territoires dépéris, si la nourriture est plus rare, les parents devront consacrer plus de temps à s'alimenter et les soins parentaux seront de moindre qualité.

Il est important de comprendre comment le dépérissement peut influencer l'action des oiseaux insectivores dans les érablières. Par exemple, les oiseaux sont des prédateurs importants des insectes forestiers à des niveaux endémiques (Jackson 1979; Wallner 1987) et une baisse de consommation d'insectes pourrait théoriquement faciliter les infestations d'insectes.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Aire d'étude

Nous avons sélectionné dix-huit érablières sucrières à hêtre américain (Fagus grandifolia) et à bouleau jaune (Betula alleghaniensis) des régions des Bois-Francs et de l'Amiante, dans un rayon de 40 km de Thetford Mines (lat. 46°05'N; long. 71°17'O). Ces érablières se situent dans les contreforts des Appalaches, une zone particulièrement touchée par le dépérissement (fig. 1). L'acériculture y est intensive, et seulement quatre des dix-huit érablières n'étaient pas en exploitation. La localisation des érablières, le type de groupement arborescent et l'évaluation de leur niveau de dépérissement sont donnés à l'annexe 1.

Dans chacune de ces érablières de 12-20 ha nous avons placé un quadrat de 12 ha (300 x 400 m) que nous avons balisé aux 50 m et marqué de quatre points servant pour l'échantillonnage de la végétation, des insectes et des populations d'oiseaux (fig. 2). Au total, nous avions 72 points répartis à raison de quatre dans chacune des dix-huit érablières. Le dépérissement fut évalué à chaque point d'échantillonnage par Arseneault et al. (1989) avec l'indice suivant:

$$D = [(\Sigma S_i A_i / \Sigma A_i) + I] + 2$$

où D = indice de dépérissement pour la station.
S_i = pourcentage de feuillage perdu par l'arbre i (i varie de 1 à n).
A_i = surface terrière de l'arbre i.
I = pourcentage des arbres de la station qui ont perdu au moins 10 % de leur feuillage.

La valeur moyenne de l'indice était de 29,0 ± 13,7 (moy. ± écart-type) et la distribution des valeurs se rapproche de la distribution normale. Selon la classification de Lachance (1985), 48 points d'échantillonnage

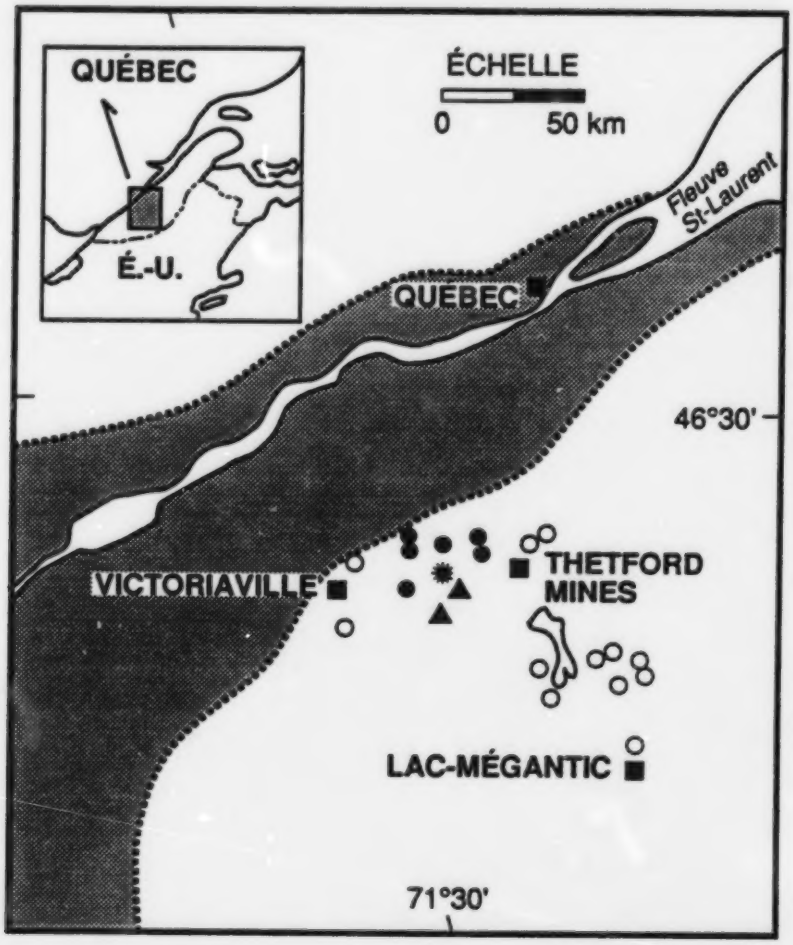
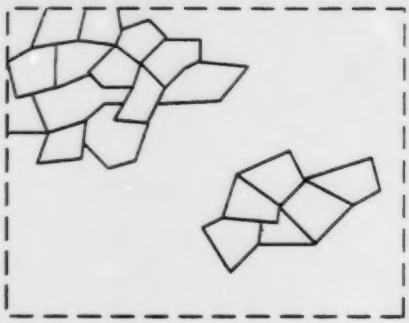


Figure 1. Localisation de la région d'étude. Les cercles pleins: 6 érablières principales; les cercles vides: 12 autres érablières; les triangles: stations météorologiques; l'astérisque: base d'opération. Le trait pointillé indique les limites de la vallée du Saint-Laurent.

Moucherolle tchébec

Densité: 20,3 terr. / 12 ha (7-44)

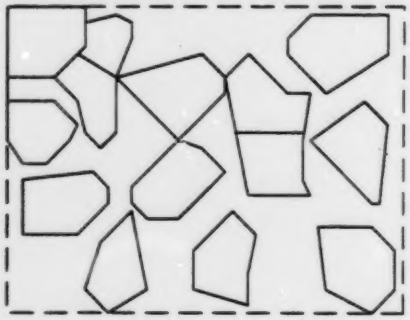
Indice d'occupation: 0,47 (0,21-0,82)



Viréo aux yeux rouges

Densité: 14,5 terr. / 12 ha (9-22)

Indice d'occupation: 0,57 (0,51-0,73)



Paruline bleue à gorge noire

Densité: 4,8 terr. / 12 ha (1-12)

Indice d'occupation: 0,28 (0,02-0,65)

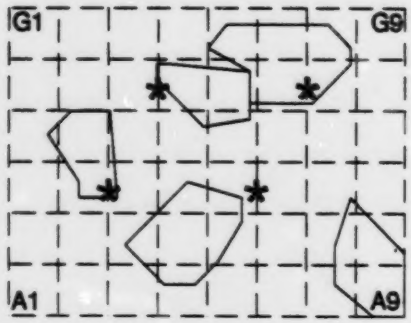


Figure 2. Répartition typique des territoires de moucherolle, de viréo et de paruline. Les schémas correspondent à la densité et à l'occupation moyenne. Les minimum et maximum sont donnés entre parenthèses. L'indice d'occupation est la proportion du nombre d'intersections du quadrillage situés dans des territoires. Le plan quadrillé au 50 m et les 4 points d'échantillonnage (DRL) sont tramés à la fig. 2c.

sont classés sains (<14 % feuillage perdu) et 24 sont classés dépéris.

Les observations concernant la sélection de l'habitat au niveau local et concernant le comportement (objectifs b, c, d et e) ont été réalisées dans les six érablières les plus proches de notre base d'opérations (fig. 1) afin de minimiser les coûts de déplacement. Selon nos relevés préliminaires, trois de ces érablières étaient saines et trois étaient dépéries, mais l'analyse détaillée des données a révélé que nous avions plutôt quatre érablières saines et deux dépéries (annexe 2). Ces six érablières étaient adjacentes à des champs agricoles.

2.2 Espèces étudiées

Quelque 25 espèces d'oiseaux forment le noyau de base de l'avifaune nicheuse des érablières du Nord-est américain, nichant à une densité moyenne d'une dizaine d'individus par hectare (DesGranges 1980; Erskine 1984; DesGranges et al. 1987) et répartis selon leur niche alimentaire en glaneurs de feuillage de cime (19 % des couples nicheurs), moucheronneurs (23 %), oiseaux de tronc (4 %), glaneurs de feuillage d'arbustes (12 %) et oiseaux de litière (42 %) (DesGranges et al. 1987).

Nous avons soumis à nos tests d'hypothèses trois espèces d'oiseaux représentatifs des moucheronneurs et des glaneurs de cimes et d'arbustes. Ce sont respectivement: le Moucherolle tchébec (Empidonax minimus), le Viréo aux yeux rouges (Vireo olivaceus) et la Paruline bleue à gorge noire (Dendroica caerulescens). Le Moucherolle tchébec et le Viréo aux yeux rouges dominent les sites d'étude en termes d'effectifs (Desgranges et al. 1987) et ils présentent en plus les qualités d'être territoriaux, nidicoles, de nicher relativement bas, d'avoir une taille de couvée stable et de tolérer la présence humaine (Terres 1982). La Paruline bleue à gorge noire, cinquième espèce en abondance au classement général des oiseaux d'érablière, est la plus abondante dans la strate arbustive et elle présente les mêmes qualités que le moucherolle et le viréo.

Dans notre région d'étude, le moucherolle, le viréo et la paruline arrivent sur les aires de reproduction vers le 15 mai (Fichier "Étude des populations d'oiseaux du Québec", géré par l'Association québécoise des groupes d'ornithologues). Les premiers oeufs sont pondus dans les derniers jours de mai ("Fichier de nidification des oiseaux du Québec", géré par les Musées nationaux du Canada). Chez chacune des espèces, la femelle construit le nid seule et elle pond en général quatre oeufs qu'elle couve seule. Le mâle aide à nourrir les jeunes (Holmes et al. 1979; Terres 1982).

2.3 Dénombrements d'oiseaux

Pour l'étude au niveau régional, nous avons adopté la méthode des dénombrements à rayon limité (DRL) (Scherrer 1982). De 1987 à 1989, nous avons effectué annuellement trois périodes d'écoute de 15 minutes à chacun des 72 points d'échantillonnage. Nous notions les contacts avec tous les oiseaux présents dans un cercle de 40 m de rayon (place-échantillon de 0,5 ha). La méthode des

DRL, facile et rapide d'utilisation, conduit à des estimations de densités relatives de populations d'oiseaux, c'est à dire le nombre d'oiseaux par place-échantillon.

Pour l'étude au niveau local, nous avons effectué des dénombrements selon la méthode standard des plans quadrillés (Svensson 1970). De 1987 à 1989, nous avons effectué six visites par an dans les six érablières principales. Nous mettions deux heures et demie pour sillonner l'érablière selon des transects distants de 50 m, c'est-à-dire passant par tous les points d'intersection du quadrillage de 50 m de l'érablière (300 x 400 m) (fig. 2). Nous avons cartographié seulement les positions des trois espèces d'oiseaux à l'étude.

Toutes les visites furent effectuées entre le 26 mai et le 30 juin. Les dénombrements ont été réalisés entre 4 et 9 heures du matin (Heure avancée de l'Est = HAE), par temps non pluvieux et dans des conditions de vent faible ou nul. Nous avons permuté les ordres de visite, les points d'entrée et les observateurs pour minimiser les biais.

2.4 Recherche et suivi des nids

Nous avons cherché des nids en fouillant la végétation et/ou en suivant les déplacements des individus des trois espèces étudiées. Il fallait en moyenne quatre heures pour trouver un nid. Une fois trouvé, le nid était localisé sur une carte et un repère était installé sur le terrain. Nous n'avons pas marqué les parents et nous avons évité de toucher les nichées pour minimiser les risques de prédation.

Les nids trouvés avant l'éclosion étaient inspectés aux deux jours avec une perche à miroir de façon à déterminer la date médiane d'éclosion et ultimement l'âge des oisillons. Comme l'âge des oisillons détermine en bonne partie la fréquence de nourrissage et le volume des becquées apportées aux jeunes, il était essentiel que nous trouvions les nids avant l'éclosion des oeufs pour pouvoir contrôler l'effet de l'âge. Pour les fins de cette étude, nous avons défini le jour d'éclosion (âge 0) comme celui à partir duquel la majorité des oeufs sont éclos (Blancher & McNichol 1988).

Le succès de nidification a été évalué selon la méthode de Mayfield (voir Klett et al. 1986) basée sur le nombre de jours d'exposition aux causes de mortalité. On calcule le taux quotidien de mortalité (m) comme le nombre de nids perdus (N_d) divisé par le nombre de jours d'exposition (E). Le taux quotidien de survie est le complément du taux de mortalité (s = 1 - m) et le taux de succès de nidification est $P = s^h$ où h est la durée de nidification en jours. Miller & Johnson (1978) ont ajouté une mesure de la variance du succès de nidification selon l'équation V = sm/E.

2.5 Soins parentaux

Pour l'observation au nid, un observateur se plaçait à une vingtaine de mètres du support du nid et effectuait, pendant 90 minutes, le suivi chronologique des activités des parents au nid, c'est à dire

les arrivées-départs, le volume et le contenu des becquées offertes aux oisillons et le nombre de sacs fécaux retirés. Les conditions météorologiques étaient notées à chaque demi-heure d'observation. Pour éviter le dérangement, l'observateur se camouflait dans la végétation ou s'installait dans une cache permanente.

Les observations étaient réalisées entre 6h00 et 18h00 (HAE), c'est à dire au moment où les oiseaux sont le plus actifs et la visibilité meilleure (voir annexe 3 et Darveau et al. 1989). Une jumelle 7x et un télescope 22-25x étaient utilisés conjointement pour l'observation. A partir de 1988, pour augmenter l'effort d'échantillonnage et pour essayer d'améliorer l'identification du contenu des becquées apportées aux jeunes, nous avons aussi utilisé des caméscopes VHS (Panasonic AG-170) placés à 2-3 m du nid. Les caméscopes étaient fixés soit sur l'arbre support du nid, soit sur une échelle stabilisée par trois haubans et rarement sur un trépied. Le visionnement des enregistrements était effectué en laboratoire par les assistants de terrain. Nous avons comparé le rendement (% évaluation des volumes et contenus de becquées) de l'observation directe à celui de l'observation vidéo par des scéances simultanées et il est apparu que les deux donnaient des résultats semblables (M. Darveau en préparation).

Nous avons permuté les observateurs, les méthodes (directe vs vidéo), les heures et les conditions météorologiques le plus possible pour minimiser les biais d'échantillonnage.

2.6 Contenus stomacaux

Vu que l'observation visuelle du nourrissage au nid ne permet pas d'identifier les toutes petites proies et comme nous voulions un aperçu global du régime alimentaire des oisillons, nous avons, lors de la dernière campagne de terrain, récolté des oisillons pour analyse du contenu stomacal. Nous avons évité d'en récolter les années précédentes pour ne pas décourager les oiseaux de nicher dans nos sites d'études, sachant que les oiseaux montrent un plus faible taux de retour dans les sites où ils ont connu des insuccès de reproduction (Blancher & Robertson 1985; Shields et al. 1988).

Sitôt capturés, les oiseaux étaient tués par sectionnement du cou et tout le tractus digestif était extrait, puis ouvert et déposé dans un petit flacon rempli d'éthanol 70 %. Au laboratoire, on triait tous les débris identifiables au moins au niveau de l'ordre pour évaluer, par groupe taxonomique et par stade de développement, le nombre d'individus et le pourcentage du volume total de l'échantillon.

2.7 Échantillonnage d'insectes

Pour évaluer la densité d'insectes disponibles dans le feuillage de cime des arbres, nous avons utilisé les données de Martel (1989). Il s'agit de prélèvements, avec un sécateur de 6 m, de rameaux d'une centaine de feuilles sur quatre arbres à chaque point d'échantillonnage (fig. 2). Le sécateur n'était pas muni de filet pour ramasser les rameaux et on laissait choir

ceux-ci au sol, ce qui peut permettre à certains insectes de se détacher du rameau lors de l'impact au sol, menant au bout du compte à une légère sous-estimation du nombre d'insectes par rameau. Les échantillons étaient inspectés visuellement et les insectes présents étaient identifiés et dénombrés. L'échantillonnage des insectes du feuillage des arbustes fut réalisé selon la technique du drap, qui consiste à fouetter un volume de feuillage de 1 m^3 avec un bâton et à recueillir les insectes qui tombent sur un drap de 1 m^2 de surface (Martel 1989). Cet échantillonnage fut réalisé seulement sur des érables à sucre au stade arbustif. Ces échantillonnages furent réalisés aux quinze jours de mai à août, dans le cadre d'une étude orientée sur les insectes d'érablière (Martel 1989). Pour la mise en relation avec la nourriture des oisillons au nid nous avons utilisé uniquement les données de juin-juillet pour les six érablières principales. Cette fréquence d'échantillonnage pourrait paraître faible pour quelqu'un qui s'intéresserait à la phénologie d'une espèce donnée d'insecte, mais nous croyons qu'elle est adéquate dans notre cas, considérant que nous nous intéressons à l'abondance de plusieurs espèces d'insectes et que nous procédons par approche comparative.

En 1988, nous avons aussi échantillonné les insectes aériens au moyen de pièges collants "Sticky Whitefly Trap" manufacturés par Seabright Enterprises (Californie). Chaque unité d'échantillonnage était constituée de quatre pièges jaunes, cylindriques, de 10 cm de hauteur par 30 cm de circonférence, disposés aux 30 cm sur un bâton de 1 m de hauteur. Nous avons effectué quatre séances de piégeage à chacun des quatre points d'échantillonnage (2 bâtons/point) des six érablières principales entre le 15 juin et le 7 juillet. Les pièges étaient installés à 6 m du sol et à au moins 2 m de tout feuillage entre 6h et 9h (HAE) et ils étaient récupérés entre 16h et 19h. Au laboratoire, tous les insectes furent identifiés à l'ordre et mesurés au millimètre près (longueur de la tête, plus le thorax et l'abdomen). Ceux qui mesuraient plus de 5 mm furent identifiés à la famille et la largeur maximale de leur capsule céphalique fut mesurée au 0,1 mm.

2.8 Habitat

Outre les données récoltées en 1987 aux 72 points d'échantillonnage des dix-huit érablières par Arseneault et al. (1989), nous avons récolté des données aux 63 points d'intersection du quadrillage (fig. 2) des six érablières principales ainsi qu'autour des nids trouvés dans ces érablières. Ces données concernent: la qualité de station, la dendrométrie, la régénération et les arbustes, le recouvrement des strates de végétation et le dépérissement.

La qualité de station a été évaluée en termes de: situation topographique, pente, exposition et drainage selon la procédure du Code pour les relevés d'inventaires écologiques du territoire (Groupe d'étude sur l'écologie appliquée à l'aménagement du territoire 1974).

Les mesures dendrométriques ont été prises à quatre arbres par point d'échantillonnage, soit à l'arbre le plus proche

du point d'échantillonnage dans chacun de quatre quadrants orientés systématiquement selon le quadrillage de l'érablière. Outre la distance du centre de l'arbre au point d'échantillonnage, l'identification de l'essence, la hauteur de l'arbre et son diamètre à hauteur de poitrine (DHP), nous avons aussi noté la hauteur de la première branche feuillue à partir du sol pour évaluer la hauteur du bas des cimes.

La régénération et les arbustes, qui comprennnent les tiges de moins de 10 cm de DHP, ont été dénombrés par classes de 0-5 cm et 5-10 cm DHP dans une place échantillon de 1 x 10 m centrée sur le point d'échantillonnage et orientée selon la hauteur du quadrillage de l'érablière (fig. 2). Nous avons évalué le recouvrement au sol des plantes basses (< 1,3 m haut) en les groupant en arbustes feuillus, arbustes conifériens et plantes herbacées.

Le recouvrement des strates de végétation a été évalué dans des places-échantillons carrées de 10 m de côté centrées sur les points d'échantillonnage. Les strates étaient définies comme suit: arborée haute (>20 m haut), arborée moyenne (10-20 m), arborée basse (5-10 m), arbustive haute (2,5-5 cm), arbustive moyenne (1-2,5 cm), arbustive basse (0-1 m) et herbacée.

Le dépérissement a été mesuré en évaluant la perte de feuillage due au dépérissement pour chaque arbre sélectionné selon la procédure de Cottam & Curtis (1956).

Pour minimiser l'effet de l'observateur sur les mesures subjectives telles les recouvrements et les pertes de feuillage, nous avons toujours fait la moyenne de deux évaluations simultanées faites par deux observateurs placés de part et d'autre du quadrat ou de l'arbre échantillonné.

2.9 Position et morphométrie des nids

Nous avons décrit la position de chaque nid de Moucherolle tchébec, de Viréo aux yeux rouges et de Paruline bleue à gorge noire en notant: le type de support, son DHP, la hauteur du support, la hauteur du nid et la position relative du nid sur l'arbre.

Nous avons récolté les nids accessibles et en bon état dès le départ des jeunes pour mesurer les plus grands diamètres extérieur et intérieur et la profondeur maximale.

2.10 Traitement des données

Pour analyser les relations entre les DRL d'oiseaux et le dépérissement, nous avons utilisé le test de corrélation de Spearman sur les données de DRL de chaque année et sur la moyenne des trois années pour chacun des 72 points d'échantillonnage.

Pour l'étude de la sélection de l'habitat au niveau local, nous avons compté, pour chacune des trois espèces d'oiseaux, le nombre d'années où l'espèce avait été notée aux alentours (placette carrée de 50 m de côté) des 63 intersections du quadrillage de chacune des six érablières principales, selon une procédure inspirée de Sherry & Holmes (1985). Le nombre d'années d'occupation (0 à 3) de la placette était considéré comme un indice de préférence des oiseaux, assumant que les oiseaux cherchent à occuper les

meilleures parcelles d'habitat. Nous avons ensuite comparé les données d'habitat des quatre groupes de placettes au moyen d'analyses de variance paramétriques à un critère de classification sur les données transformées selon le critère de Box-Cox ou la transformation arcsinus (Sokal & Rohlf 1981). Une seule des 29 variables, soit la cote de drainage (Groupe d'étude sur l'écologie appliquée à l'aménagement du territoire 1974), était ordonnée non-métrique, mais nous l'avons traitée comme métrique puisque nous n'avions pas de substitut métrique à cette variable potentiellement importante. Pour les comparaisons multiples de moyennes, nous avons appliqué le test de Tukey, tel que recommandé par Day & Quinn (1989). Finalement, nous avons utilisé l'analyse discriminante pour identifier les principales variables distinguant les groupes. Nous avons retiré de l'analyse 12 variables sur 29 sur la base de critères statistiques et biologiques (Williams et al. 1990). Par exemple, nous avons éliminé des variables qui ne rencontraient pas les conditions de non-multicollinéarité. Nous avons laissé la variable dépérissement même si les analyses de variance univariées ne la montraient pas significative au seuil 0,15. Les fonctions discriminantes furent établies d'après un échantillon au hasard de 75 % des observations et testées sur le 25 % restant (Hair et al. 1987). Pour les représentations graphiques, nous avons étiré les vecteurs des variables et les centroïdes des groupes en multipliant leur coefficient de structure par la valeur de F de l'ANOVA (Hair et al. 1987).

Pour l'analyse du comportement au nid, nous avons utilisé l'analyse de covariance (ANCOVA) de façon à contrôler l'effet de l'âge dans les tests d'hypothèses sur l'effet du dépérissement. Comme la taille de couvée a un effet sur les soins parentaux (Biermann & Sealy 1982; Meunier & Bédard 1984; Nur 1987), nous n'avons considéré que les nids qui contenaient quatre oisillons, c'est à dire la taille de couvée la plus fréquente dans notre région d'étude. L'analyse de covariance est soumise à deux conditions d'application, soit la linéarité des relations entre les variables et l'homogénéité des pentes de régressions. Lorsque les relations n'étaient pas linéaires, nous les avons linéarisées en prenant le logarithme ou la racine carrée de l'âge. La condition d'homogénéité des droites de regressions était vérifiée dans tous les cas. Il est à noter que, dans les résultats d'ANCOVA, nous ne présentons jamais l'effet de l'âge étant donné que tous nos tests l'ont montré significatif au seuil 0,05 et seul l'effet du traitement étudié est présenté. Finalement, nous n'avons pas inclus les données de 1987 dans les analyses sur le comportement car nous avons très peu de nids pour cette année là et presque tous ces nids étaient situés dans des sites sains.

3. RÉSULTATS

3.1 Populations d'oiseaux nicheurs

3.1.1 Communautés d'oiseaux selon les DRL

Dans les 72 places-échantillons où nous avons effectué des DRL, nous avons

relevé une trentaine d'espèces d'oiseaux dont neuf ont été observées à un dénombrement sur deux. En moyenne, nous détections 13,3 ± 2,3 couples (moyenne ± écart-type) appartenant à 9,3 ± 1,7 espèces dans chaque place-échantillon à chaque année (tableau 1).

Les oiseaux de litière forment le groupe le plus important à la fois en nombre d'espèces et en nombre de couples, suivis des glaneurs de cime, des moucheronneurs, des glaneurs d'arbustes et des oiseaux du tronc. Malgré une certaine variation annuelle des effectifs de chaque groupe, l'importance de chaque groupe est demeurée la même au cours des trois années d'étude.

Au niveau des espèces, le Moucherolle tchébec est l'oiseau le plus abondant, avec un DRL moyen de 2,0 ± 1,3 couples par place-échantillon. Viennent ensuite le Viréo aux yeux rouges avec 1,9 ± 0,6 couples et la Paruline couronnée (Seiurus aurocapillus) avec 1,9 ± 0,7 couples. Ces trois espèces constituent, à elle seules, 43 % des effectifs des érablières. La Paruline bleue à gorge noire, principal représentant des glaneurs de cime, est cinquième au classement général, avec 0,9 ± 0,5 couples par place-échantillon. Les données de DRL des 72 places-échantillons du réseau de dix-huit érablières montrent qu'en gros il n'y a pas de relation entre les populations d'oiseaux et le dépérissement au niveau régional (tableau 2). Seules trois espèces prises individuellement montrent une corrélation avec le dépérissement. Les trois, soient le Moucherolle tchébec, le Cardinal à poitrine rose (Pheucticus ludovicianus) et le Merle d'Amérique (Turdus migratorius) étaient moins abondants dans les sites dépéris.

3.1.2 Populations des trois espèces principales selon les plans quadrillés

Les trois espèces principales, soient le Moucherolle tchébec, le Viréo aux yeux rouges et la Paruline bleue à gorge noire montrent des répartitions très différentes: le Moucherolle est abondant (20,3 couples / 12 ha) et fortement concentré dans 1-3 grappes denses par érablière (fig. 2). En moyenne, il occupe seulement 47 % de l'érablière. Le viréo est moins abondant (14,5 couples / 12 ha) mais il se répartit assez uniformément et occupe 57 % de l'érablière. La paruline est peu abondante, avec 4,6 couples / 12 ha et occupe 28 % de l'érablière.

Les données des plans quadrillés pour ces espèces dans les six érablières principales ne montrent pas de différences d'abondances (test U de Mann-Whitney, n = 2 vs 4, $p > 0,10$) entre les quatre érablières saines et les deux érablières dépéries ni sur une base annuelle ni sur la moyenne des trois années (fig. 3). Comme il semblait y avoir une grande variation inter-annuelle dans le classement des érablières en ce qui a trait au nombre de territoires, nous avons effectué un test de concordance de Kendall entre les années. Aucune des espèces n'a montré de différence significative ($p > 0,10$).

Un fait semble toutefois remarquable: les effectifs de moucherolle des érablières dépéries fluctuent plus que les autres. Une des érablières a perdu 77 % de ses effectifs en deux ans, passant de 44 à 10 couples,

Tableau 1. Populations d'oiseaux des 18 érablières d'après les dénombrements à rayon limité.

Variable	1986[4]	1987	1988	1989	Moy. 87-89[5]
N	55	72	72	72	72
TOTAL					
Espèces	11,6[6]	8,3(2,5)	8,9(2,0)	10,5(2,2)	9,3(1,7)
Couples	16,3	12,5(3,3)	12,6(3,2)	14,9(3,5)	13,3(2,3)
MOUCHERONNEURS					
Espèces	2,3	1,8(0,8)	1,6(0,9)	1,7(1,0)	1,7(0,7)
Couples	3,6	3,3(1,8)	2,8(1,6)	2,9(1,8)	3,0(1,4)
Moucherolle tchébec[7]	1,6	2,2(1,7)	2,0(1,3)	1,9(1,5)	2,0(1,3)
Pioui de l'Est	0,9	0,7(0,6)	0,5(0,6)	0,4(0,5)	0,5(0,4)
GLANEURS DE CIME					
Espèces	4,3	1,9(0,8)	1,9(0,8)	2,5(1,0)	2,1(0,5)
Couples	6,7	3,2(1,5)	2,8(1,3)	3,5(1,4)	3,2(0,9)
Viréo aux yeux rouges	1,7	2,2(1,0)	1,8(0,9)	1,8(0,7)	1,9(0,6)
Cardinal à poitrine rose	0,9	0,6(0,7)	0,6(0,6)	0,6(0,6)	0,6(0,4)
OISEAUX DU TRONC					
Espèces	0,8	0,7(0,8)	1,3(0,8)	1,3(1,1)	1,1(0,6)
Couples	0,8	0,8(0,8)	1,4(0,9)	1,4(1,2)	1,2(0,6)
Pic maculé	0,5	0,4(0,5)	0,9(0,6)	0,8(0,6)	0,7(0,4)
GLANEURS D'ARBUSTES					
Espèces	2,0	1,2(1,1)	1,3(0,8)	1,8(0,9)	1,4(0,7)
Couples	2,4	1,3(1,2)	1,4(1,0)	2,2(1,4)	1,7(0,9)
Paruline bleue à gorge noire	0,7	0,7(0,7)	0,8(0,6)	1,2(0,8)	0,9(0,5)
OISEAUX DE LITIÈRE					
Espèces	4,5	2,7(1,1)	2,7(0,9)	3,0(0,8)	2,8(0,6)
Couples	6,3	3,8(1,6)	4,0(1,6)	4,6(1,6)	4,1(1,0)
Paruline couronnée	1,5	1,8(0,8)	1,8(1,1)	2,2(1,1)	1,9(0,7)
Grive fauve	1,2	1,0(0,7)	1,0(0,8)	1,2(0,6)	1,1(0,5)
Merle d'Amérique	-	0,5(0,6)	0,7(0,7)	0,7(0,6)	0,6(0,4)

[4] Données de l'étude-pilote de 1986 (DesGranges et al. 1987).
[5] Moyenne de 3 ans pour chaque place-échantillon.
[6] Nombre moyen d'oiseaux par place-échantillon de 0,5 ha. Entre parenthèses: l'écart-type (pas présenté pour 1986).
[7] Les espèces analysées individuellement sont celles présentes en moyenne dans au moins 50 % des places-échantillons.

Tableau 2. Corrélations entre les populations d'oiseaux et le dépérissement dans les 18 érablières.

Variable	1986[1]	1987[2]	1988[2]	1989[2]	Moy.[3] 87-89
N	55	72	72	72	72
TOTAL					
Espèces	(+18)	0,01	0,11	-0,07	0,03
Couples	(+ 2)	-0,11	-0,05	-0,02	-0,10
MOUCHERONNEURS					
Espèces	(-16)	0,08	0,06	0,08	0,10
Couples	(-26)	-0,18	-0,20	0,07	-0,12
Moucherolle tché.[4]	(-57)	**-0,30**	**-0,34**	0,02	**-0,24**
Pioui de l'Est	(-27)	-0,11	0,55	0,10	0,02
GLANEURS DE CIME					
Espèces	(- 9)	-0,11	0,17	-0,13	-0,09
Couples	(-22)	-0,01	0,18	-0,13	-0,04
Viréo aux yeux r.	(-30)	0,02	0,13	-0,05	0,06
Cardinal à p. rose	(-20)	-0,09	-0,22	-0,16	**-0,25**
OISEAUX DU TRONC					
Espèces	(+100)	-0,04	0,17	-0,10	-0,03
Couples	(+83)	-0,05	0,15	-0,08	-0,02
Pic maculé	(+25)	-0,11	0,08	0,03	0,02
GLANEURS D'ARBUSTES					
Espèces	(+79)	0,12	0,01	0,17	0,12
Couples	(+113)	0,12	-0,03	0,10	0,08
Paruline bleue à gorge noire	(+80)	0,10	-0,11	0,14	0,09
OISEAUX DE LITIÈRE					
Espèces	(+14)	0,01	-0,10	-0,18	-0,15
Couples	(- 2)	-0,05	-0,17	-0,06	-0,17
Paruline couronnée	(-42)	-0,03	0,00	0,02	0,01
Grive fauve	(-29)	-0,06	-0,16	-0,06	-0,18
Merle d'Amérique	.	-0,14	-0,19	**-0,43**	**-0,41**

[1] Augmentation (%) dans 30 sites dépéris par rapport à 25 sites sains. Les valeurs sont soulignées pour les moyennes différentes au seuil de probabilité 0,05 (test de t). Données de DesGranges et al. (1987).

[2] Coefficient de corrélation de Spearman. Les valeurs significatives au seuil 0,05 sont soulignées.

[3] Moyenne de trois ans pour chaque place-échantillon.

[4] Les espèces analysées individuellement sont celles présentes en moyenne dans au moins 50 % des places-échantillons.

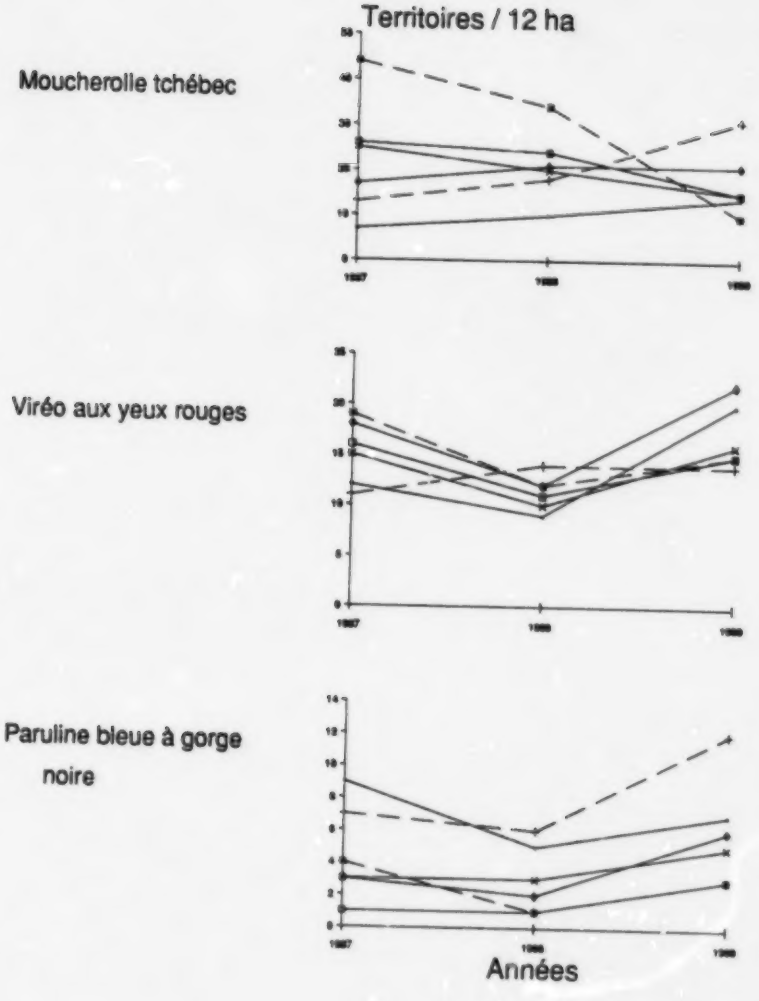


Figure 3. Variation inter-annuelle du nombre de territoires de moucherolle, de viréo et de paruline dans les 6 érablières. Les traits pleins représentent les érablières saines et les pointillés les dépéries.

tandis que l'autre a augmenté de 246 %, passant de 13 à 32 couples. Pour vérifier si ce phénomène observé dans les six érablières principales se retrouvait aussi dans le réseau des 72 places-échantillons, nous avons mesuré la corrélation (Spearman) entre le coefficient de variation de l'indice de DRL et l'indice de dépérissement. Nous avons observé une différence faiblement significative pour le Moucherolle tchébec ($r_s = 0,20$; $P = 0,08$; $N = 72$).

3.1.3 Sélection de l'habitat

3.1.3.1 Comparaisons univariées

Pour le Moucherolle tchébec, les 378 placettes se répartissent assez également en quatre groupes selon le nombre d'années d'occupation, avec 115, 78, 96 et 89 placettes occupées respectivement 0, 1, 2 et 3 ans. Les analyses de variance univariées montrent des différences significatives au seuil 0,05 pour six variables d'habitat sur dix-sept (tableau 3). Les tests de comparaison de moyennes donnent des résultats cohérents en respectant le gradient du nombre d'années d'occupation et en dissociant systématiquement les placettes sans moucherolle de celles qui en ont eu au moins une année. Le moucherolle fréquente plus assidûment les portions d'érablières où la strate arborescente est haute et développée et comportant une plus forte proportion d'érable à sucre que le reste de l'érablière. Ces sites montrent un plus faible recouvrement en plantes herbacées. La variable perte de feuillage (dépérissement) ne montrait pas de différence significative.

La situation du Viréo aux yeux rouges est très différente de celle du moucherolle quant à la répartition des placettes dans les groupes de 0, 1, 2 et 3 ans (tableau 4). Le viréo s'est retrouvé dans les 2/3 (251) des placettes à une (108) ou deux (143) années et il était absent trois années du 1/9 (42) des placettes seulement. Aucune des dix-sept analyses de variance sur les variables d'habitat n'était significative ($P > 0,05$).

La Paruline bleue à gorge noire s'est retrouvée 0, 1, 2 et 3 années dans respectivement 173, 118, 59 et 28 placettes. Vu le petit nombre de placettes ayant accueilli la paruline plus d'une année, nous avons fusionné les groupes de 2 et 3 ans (tableau 5). Deux des dix-sept variables ont montré des différences significatives lors de l'analyse de variance univariée, soient le nombre de tiges de 0-5 cm DHP et la régénération en feuillus de moins de 1 m de haut. Cela met en évidence le fait que la paruline fréquente les sites broussailleux peu importe le niveau de dépérissement du couvert arborescent.

3.1.3.2 Analyses discriminantes

Pour le Moucherolle tchébec, l'analyse discriminante des quatre groupes selon dix-sept variables s'est avérée significative. Deux axes discriminants étaient significatifs au seuil 0,05 et totalisaient 88 % de la variance expliquée (tableau 6). Le ratio de reclassification globale était de 0,35, ce qui est supérieur à la valeur minimum acceptable de 0,25 suggérée par le critère de chances proportionnelles (Hair et al. 1987). Si on examine les ratios de

Tableau 3. Caractéristiques des parcelles d'habitat utilisées 0, 1, 2 et 3 ans par le Moucherolle tchébec.

Variable	0 an	1 an	2 ans	3 ans	ANOVA[1]	TUKEY[2]
N	115	78	96	89		
Drainage[3]	2,9[4]	2,8	2,9	3,0	0,22	
Recouvrement strate >20 m	2,7	6,9	5,9	4,9	0,002	0-12
Recouvrement strate 10-20 m	47,1	48,4	50,7	56,4	0,0003	01-3
Recouvrement strate 5-10 m	30,1	33,1	30,5	34,3	0,10	
Nbre d'érables à sucre[5]	2,6	2,9	3,2	3,3	0,0001	0-23
Nbre de hêtres américains	0,5	0,4	0,4	0,3	0,34	
Nbre de bouleaux jaunes	0,3	0,2	0,2	0,2	0,35	
Distance (m)[6]	5,7	5,5	5,7	5,5	0,76	
Diamètre de l'arbre (cm)	25,3	28,0	27,0	28,9	0,06	0-3
Hauteur de l'arbre (m)	14,9	15,9	17,0	16,7	0,0001	0-23
Hauteur de la 1re branche[7]	5,6	6,3	6,8	6,9	0,0001	0-123
Perte de feuillage (%)	17,9	14,3	15,6	18,1	0,27	
Nbre d'arbustes 0-5 cm[8]	6,1	5,4	6,4	5,7	0,40	
Nbre d'arbustes 5-10 cm	0,5	0,4	0,4	0,3	0,49	
Régénération en feuillus[9]	14,5	14,8	17,9	16,2	0,49	
Régénération en conifères	2,4	3,0	2,0	2,3	0,32	
Recouvrement en herbes	23,6	14,9	12,4	14,1	0,001	0-123

[1] Seuil de probabilité d'une analyse de variance à un critère de classification (le nombre d'années) sur les variables transformées.

[2] Comparaison multiple de moyennes (test de Tukey) sur les données transformées. Les groupes significativement différents ($P < 0,05$) sont séparés par un tiret.

[3] Cote du Groupe d'étude sur l'écologie appliquée à l'aménagement du territoire (1974): 2 = bon, 3 = modérément bon et 4 = imparfait.

[4] Moyenne des valeurs brutes.

[5] Nombre de tiges d'une essence donnée parmi les quatre arbres d'une placette (Cottam & Curtis 1956).

[6] Distance du point d'échantillonnage au coeur de l'arbre le plus proche selon la méthode de Cottam & Curtis (1956).

[7] Hauteur de la première branche basse (m).

[8] Nombre d'arbustes de 0-5 cm de diamètre et d'au moins 1,3 m de haut dans une placette de 10 m^2.

[9] Recouvrement (%) en ligneux feuillus de moins de 1,3 m de haut dans les placettes de 10 m^2.

Tableau 4. Caractéristiques des parcelles d'habitat utilisées 0, 1, 2 et 3 ans par le Viréo aux yeux rouges.

Variable[1]	0 an	1 an	2 ans	3 ans	ANOVA[2]	TUKEY[3]
N	42	108	143	85		
Drainage	3,0[4]	2,8	2,9	3,0	0,38	
Recouvrement strate >20 m	2,7	5,2	5,3	4,9	0,07	0-2
Recouvrement strate 10-20 m	48,6	47,9	51,7	52,6	0,13	
Recouvrement strate 5-10 m	31,6	32,9	32,3	30,6	0,71	
Nbre d'érables à sucre	2,7	3,1	2,9	3,2	0,17	
Nbre de hêtres américains	0,4	0,4	1,2	0,3	0,22	
Nbre de bouleaux jaunes	0,2	0,2	0,3	0,2	0,90	
Distance (m)	5,4	5,6	5,6	5,6	0,88	
Diamètre de l'arbre (cm)	25,8	27,6	26,7	28,1	0,60	
Hauteur de l'arbre (m)	15,5	15,8	16,2	14,5	0,20	
Hauteur de la 1re branche	6,1	6,2	6,5	6,5	0,44	
Perte de feuillage (%)	16,3	17,4	15,3	18,0	0,29	
Nbre d'arbustes 0-5 cm	6,6	6,6	5.9	4,9	0,73	
Nbre d'arbustes 5-10 cm	0,8	0,4	0,3	0,4	0,07	
Régénération en feuillus	16,3	16,7	15,4	15,2	0,86	
Régénération en conifères	2,4	2,4	1,4	4,2	0,16	
Recouvrement en herbes	19,8	16,7	15,6	17,2	0,75	

[1] Les variables sont décrites au tableau 3.
[2] Seuil de probabilité d'une analyse de variance à un critère de classification (le nombre d'années) faite sur les variables transformées.
[3] Comparaisons multiples de moyennes sur les données transformées selon le test de Tukey. Les groupes significativement différents ($P < 0,05$) sont séparés par un tiret.
[4] Moyenne des valeurs brutes.

Tableau 5. Caractéristiques des parcelles d'habitat utilisées 0, 1 et 2-3 ans par la Paruline bleue à gorge noire.

Variable[1]	0 an	1 an	2-3 ans	ANOVA[2]	TUKEY[3]
N	173	117	87		
Drainage	2,9[4]	3,1	2,9	0,19	
Recouvrement strate >20 m	4,7	6,0	3,7	0,17	
Recouvremenr strate 10-20 m	52,5	48,9	48,6	0,12	
Recouvrement strate 5-10 m	33,4	30,7	31,1	0,19	
Nbre d'érables à sucre	3,1	2,9	2,8	0,09	
Nbre de hêtres américains	0,4	0,5	0,4	0,23	
Nbre de bouleaux jaunes	0,2	0,2	0,4	0,11	
Distance (m)	5,5	5,7	5,6	0,53	
Diamètre de l'arbre (cm)	27,6	27,5	25,9	0,39	
Hauteur de l'arbre (m)	16,2	16,3	15,6	0,31	
Hauteur de la 1re branche	6,6	6,3	6,0	0,07	
Perte de feuillage (%)	17,3	15,2	17,2	0,57	
Nbre d'arbustes 0-5 cm	4,8	6,1	8,0	0,0001	01-2
Nbre d'arbustes 5-10 cm	0,4	0,4	0,5	0,79	
Régénération en feuillus	13,8	16,4	19,1	0,01	0-2
Régénération en conifères	1,9	2,4	3,5	0,14	
Recouvrement en herbes	15,5	17,2	18,5	0,55	

[1] Les variables sont décrites au tableau 3.
[2] Seuil de probabilité d'une analyse de variance à un critère de classification (le nombre d'années) faite sur les variables transformées.
[3] Comparaisons multiples de moyennes sur les données transformées selon le test de Tukey. Les groupes significativement différents ($P < 0,05$) sont séparés par un tiret.
[4] Moyenne des valeurs brutes.

Tableau 6. Tests de signification des analyses discriminantes sur la sélection de l'habitat.

Variable	Moucherolle tchébec	Viréo aux yeux rouges	Paruline bleue à gorge noire
Nombre de parcelles occupées			
0 an	115	42	173
1 an	78	108	118
2 ans	96	143	59[1]
3 ans	89	85	28
Seuil de probabilité des axes discriminants (% variance expliquée)[2]			
I	0,0001 (63 %)	n.s.	0,01 (77 %)
II	0,04 (25 %)	n.s.	n.s.
Ratios de reclassification globale[3]			
Obtenu	0,35	-	0,47
Minimum acceptable	0,25	0,29	0,36
Ratios de reclassification par groupe			
0 an	0,37	-	0,79
1 an	0,10	-	0,10
2 ans	0,40	-	0,32[1]
3 ans	0,53	-	-

[1] Pour l'analyse discriminante sur la paruline, nous avons regroupé les parcelles occupées 2 et 3 ans.

[2] Seuil de probabilité de signification de la valeur de F. Entre parenthèses: contribution (%) de l'axe à la variance totale expliquée.

[3] Fraction des observations de l'échantillon-test (25 % des observations) reclassifiées correctement par le modèle. Le minimum acceptable est calculé selon le critère de chances proportionnelles à la taille des groupes (Hair et al. 1987).

reclassification par groupe, on remarque que l'analyse discriminante ne reclasse que 10 % des placettes occupées une année tandis qu'elle reclasse de 37 à 53 % des autres placettes. Les placettes occupées une année sont donc celles qui sont les plus difficiles à caractériser.

La représentation en espace bi-dimensionnel des centroïdes des groupes et des vecteurs-variables synthétise les résultats des analyses de variance univariées et met en évidence les variables les plus discriminantes (fig. 4). L'axe 1 ordonne les quatre groupes selon le nombre d'années d'occupation. Le groupe "un an", le moins bien discriminé, se situe près de l'origine du système d'axes. Les deux variables les plus discriminantes sont la hauteur de la première branche feuillée à partir du sol et la hauteur totale de la cime. La proportion d'érable à sucre vient troisième et le recouvrement des strates arborées moyenne et haute suivent, toutes étant corrélées positivement à l'axe principal. Seul le recouvrement en plantes herbacées est négativement corrélé à l'axe 1. En résumé, le moucherolle fréquente régulièrement les portions d'érablières où les cimes sont hautes, bien développées et fortement dominées par l'érable à sucre et où le couvert est suffisamment opaque pour limiter le développement de la strate herbacée.

L'analyse discriminante pour le Viréo aux yeux rouges ne s'est pas révélée significative, ce qui n'est pas surprenant considérant le faible nombre d'1W-ANOVA significatives. Le viréo est une espèce ubiquiste dans les érablières où nous travaillons et il semble que le milieu soit homogène pour cette espèce à notre échelle d'échantillonnage.

Pour la Paruline bleue à gorge noire, un axe discriminant s'est révélé significatif et il contient 77 % de la variance expliquée (tableau 6). Le modèle reclassifie correctement 47 % des observations, soit 11 % de plus que le minimum acceptable. Comme pour le moucherolle, ce sont surtout les placettes occupées une année qui sont mal reclassifiées par le modèle, mettant en évidence que ces placettes présentent peu de caractéristiques les distinguant des autres. Cinq variables discriminantes sont significatives, dont trois corrélées positivement à l'axe et deux corrélées négativement (fig. 5). Les trois premières, les plus discriminantes, montrent que les placettes occupées deux ou trois ans ont plus d'arbustes de 0-5 cm DHP et montrent de plus forts recouvrements en feuillus et en conifères de moins d'un mètre de haut tandis que les deux dernières variables indiquent que les placettes inoccupées ont une plus forte proportion d'érable à sucre et un bas de cime plus haut.

3.2 Biologie de reproduction

3.2.1 Nids trouvés, taille de couvée et chronologie de nidification

Au total des trois ans, nous avons trouvé 98 nids de Moucherolle tchébec, 24 nids de Viréo aux yeux rouges et 7 nids de Paruline bleue à gorge noire (tableau 7). Nos objectifs de dix nids dans des sites sains et dix dans des sites dépéris pour chaque espèce à chaque année ont été atteints

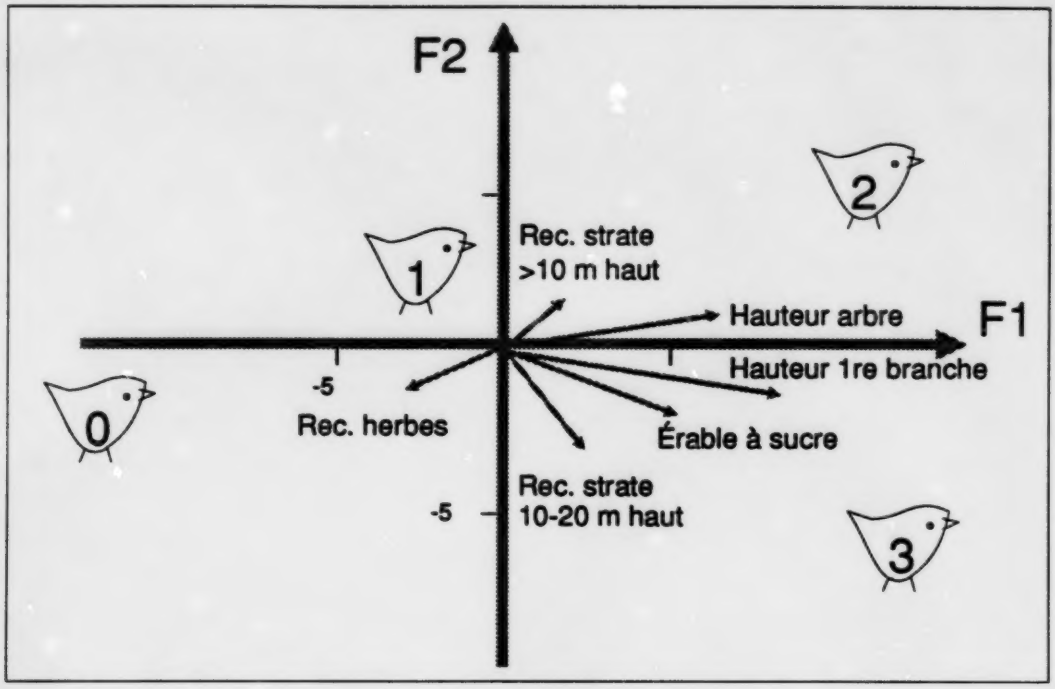


Figure 4. Représentation bi-dimensionnelle des variables discriminantes de l'habitat du moucherolle. Les gros chiffres correspondent aux centroïdes des groupes. Les variables sont décrites au tableau 3.

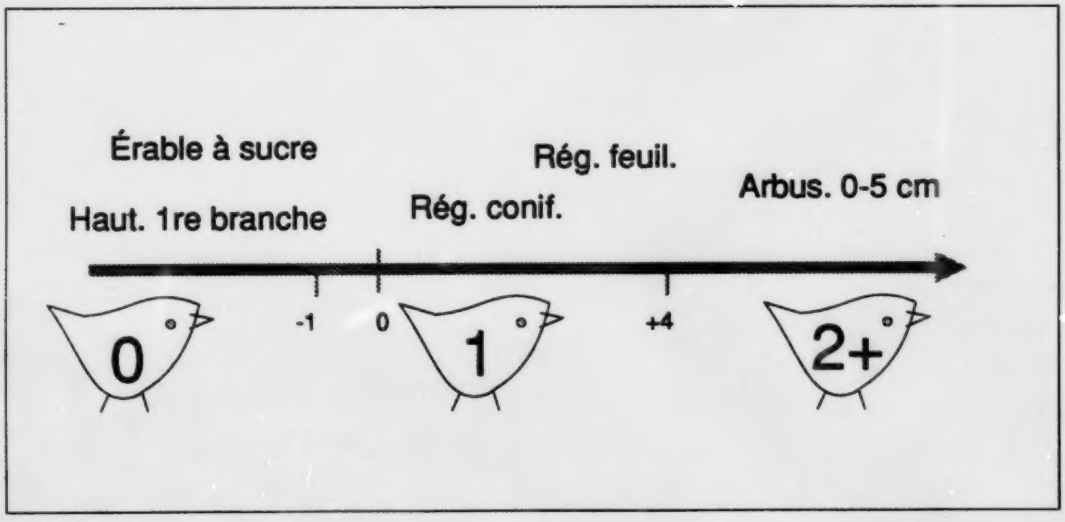


Figure 5. Représentation uni-dimensionnelle des variables discriminantes de l'habitat de la paruline. Les gros chiffres correspondent aux centroïdes des groupes. Les variables sont décrites au tableau 3.

Tableau 7. Nombre de nids de moucherolle, viréo et paruline trouvés et perdus pendant la construction, l'incubation et l'élevage et issue de ces nids.

ÉTAPE / Issue	Moucherolle tchébec			Viréo aux yeux rouges			Paruline bleue à gorge noire		
	1987	1988	1989	1987	1988	1989	1987	1988	1989
CONSTRUCTION ET PONTE									
Trouvés	0	6	37	1	8	2	0	0	1
Abandonnés	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Issue inconnue[1]	0	5	7	0	4	2	0	0	0
Succès	0	1	29	0	4	0	0	0	1
INCUBATION									
Trouvés	14	27	7	5	4	1	2	1	2
Morts	1	8	12	1	2	1	0	0	0
Issue inconnue	7	2	5	0	0	0	0	0	0
Succès	6	18	19	4	6	0	2	1	3
ÉLEVAGE									
Trouvés	3	1	3	1	0	2	1	0	0
Morts	1	6	4	1	1	0	0	1	0
Issue inconnue	2	2	6	4	0	1	0	0	0
Succès	6	11	12	0	5	1	3	0	3
TOTAL									
Trouvés	17	34	47	7	12	5	3	1	3

[1] Issue inconnue signifie que le suivi a cessé avant la fin de l'étape ou que nous avons manipulé le nid (retrait d'oeufs ou d'oisillons) avant la fin de l'étape.

seulement en 1988-89 pour le moucherolle.

La taille de couvée du moucherolle était de quatre oeufs dans 93 % des cas (54/58). Nous avons trouvé un nid de cinq oeufs et trois nids de trois oeufs. Tous les oeufs qui n'ont pas été détruits pendant l'incubation ont éclos (176 oeufs). Les dates médianes d'éclosion ont été, de 1987 à 1989, les 21, 19 et 19 juin (fig. 6). Elles ne différaient significativement ni d'une année à l'autre ni entre les sites sains et les sites dépéris (test U, $p > 0,20$).

La taille de couvée du viréo était variable. Nous avons trouvé respectivement 1, 1, 2, 5 et 6 nids avec 0, 1, 2, 3 et 4 oeufs de viréo. Nous ignorons si les faibles tailles de couvées correspondent à une faible ponte ou si elles résultent de l'action du Vacher à tête brune (Molothrus ater) qui a parasité huit nids sur quinze et qui a éjecté des oeufs de viréos d'au moins cinq nids. Nous avons observé que deux oeufs provenant de nids différents n'avaient pas éclos dans des nids sans vacher où les autres oeufs de viréo avaient éclos. La date moyenne d'éclosion des oeufs de viréo pour l'ensemble des trois années est le 22 juin, soit deux jours plus tard que le moucherolle (fig. 7).

La taille de couvée de la paruline variait comme suit: cinq nids à quatre oeufs, un à trois oeufs et un indéterminé. Nous avons observé à un nid le remplacement des quatre oeufs de paruline par deux oeufs de vacher. La date médiane d'éclosion pour l'ensemble des trois ans est le 14 juin, soit six jours plus tôt que le moucherolle (fig. 7).

Comme nous avions trouvé trop peu de nids de viréo et de paruline en 1987-88, nous avons abandonné la recherche de nids de ces espèces après la saison 1988 et nous nous sommes concentrés sur le moucherolle. Il demeure intriguant qu'en 1987-88 nous n'ayons pas trouvé un nombre suffisant de nids de Viréo aux yeux rouges, une espèce presqu'aussi abondante que le moucherolle et dont les nids sont réputés faciles à trouver. Dans le reste de ce rapport, nous nous intéressons uniquement aux nids de moucherolle.

3.2.2 Sélection du site de nidification par le Moucherolle tchébec

Pour étudier la sélection du site de nidification chez le moucherolle, on peut comparer le site du nid avec 1) l'ensemble de l'érablière et 2) le reste du territoire. Nous avons comparé les 77 placettes des sites de nidification avec 1) les 378 placettes systématiques des érablières et 2) les 263 placettes systématiques qui avaient été occupées par le moucherolle au moins une année. Les deux comparaisons donnaient les mêmes résultats et nous présentons ici seulement ceux concernant l'analyse avec le reste du territoire. Les variables sont les mêmes que pour la sélection de l'habitat, sauf quatre variables qui n'ont pas été mesurées pour les sites de nidification.

Les analyses de variance univariées montrent des différences significatives pour quatre des treize variables mesurées, soient la proportion d'érable à sucre, la perte de feuillage, le nombre d'arbustes de 0-5 cm DHP et la régénération en feuillus de moins de 1,3 m de haut (tableau 8).

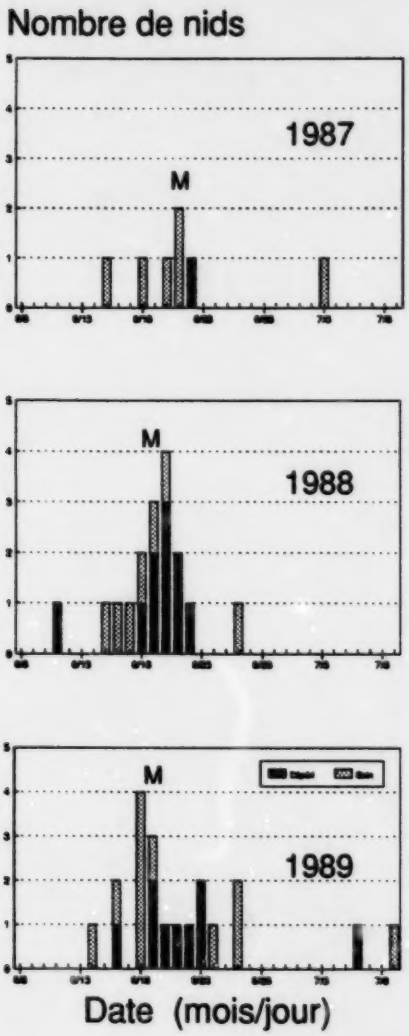


Figure 6. Dates d'éclosion des oeufs de moucherolle pour chacune des 3 années. M = médiane.

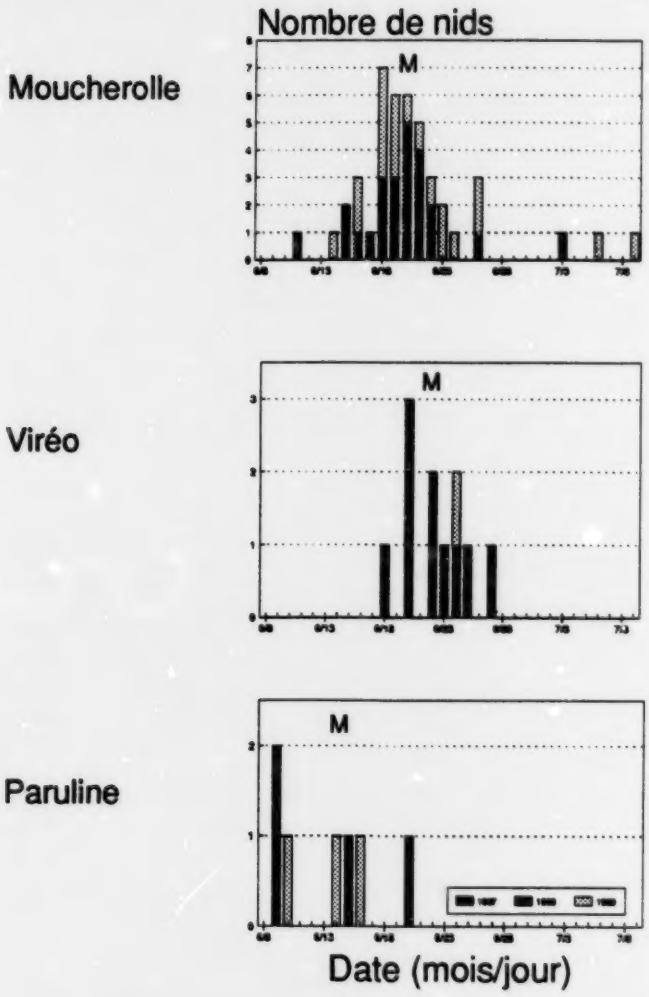


Figure 7. Dates d'éclosion des oeufs de moucherolle, viréo et paruline pour l'ensemble des 3 années. M = médiane.

L'analyse discriminante s'est révélée significative au seuil $P < 0,0001$ (un seul axe lorsque deux groupes) et le modèle reclassifie correctement 86 % des observations, soit 23 % de plus que le minimum acceptable selon le critère de chances proportionnelles (63 %). Les ratios de reclassification par groupe sont de 95 % pour les parcelles des territoires contre 22 % pour celles des nids. Comme nous avions seulement deux groupes, nous n'avons pas représenté les résultats graphiquement mais nous avons indiqué les coefficients de corrélation canonique des variables au tableau 8 en soulignant les valeurs significatives selon le critère de Hair et al. (1987). Il ressort de cette analyse que les sites des nids se distinguent du reste des territoires par un couvert arborescent plus dépéri avec plus d'arbustes de 0-5 cm DHP et moins de régénération feuillue.

3.2.3 Position et morphométrie des nids de Moucherolle tchébec.

Nous avons mesuré neuf variables décrivant l'arbre supportant le nid, la position du nid sur l'arbre et la morphométrie du nid. Les 94 arbres-supports pour lesquels nous avons des données se répartissent en quatre essences en proportion de leur disponibilité dans le milieu: 83 érables à sucre, 7 hêtres américains, 3 bouleaux jaunes et 1 érable rouge (Acer rubrum)(tableau 9). Il n'y a pas de différence d'essence entre les sites sains et les sites dépéris. L'arbre-support a en moyenne 13 m de haut et 16,5 cm DHP. Le diamètre des arbres-supports est plus gros dans les sites dépéris que dans les sites sains mais la hauteur ne diffère pas (tableau 9).

La hauteur des nids, qui varie de 1 à 18 m, est en moyenne de 8,4 m. La hauteur relative des nids, définie comme le ratio de la hauteur du nid sur la hauteur de l'arbre (Morris & Lemon 1988), varie de 6 à 93 %, avec un moyenne de 65 %. Les nids sont le plus souvent placés à l'aisselle du tronc (53 % des cas) ou d'une grosse branche (26 %). Nous avons trouvé onze nids fixés à une fourche horizontale et sept nids déposés sur une grosse branche horizontale. La position des nids ne diffère pas entre les sites sains et les sites dépéris.

Nous avons pu examiner la morphométrie de huit nids de sites dépéris et douze de sites sains. Le diamètre intérieur et la profondeur maximum de la coupe ne diffèrent pas les sites mais le diamètre extérieur maximum est significativement plus grand dans les sites dépéris.

3.2.4 Succès de nidification du Moucherolle tchébec

Le succès de nidification dépend d'une part de facteurs liés au développement des oisillons et d'autre part de sources externes de mortalité. Le premier groupe de facteurs sera analysé plus loin dans le chapitre sur les soins parentaux et nous examinons ici les causes externes d'insuccès de nidification du moucherolle. Comme nous possédons peu de données pour la période de la construction des nids et comme nous n'avons pas suivi les oisillons après l'envol, nous nous limitons aux périodes d'incubation et d'élevage au nid.

Tableau 8. Caractéristiques des parcelles d'habitat utilisées comme site de nidification par le moucherolle en comparaison du reste de son territoire.

Variable[1]	Sites de nidification	Reste des territoires	ANOVA[2]	Coefficient corrélation canonique[3]
N	77	263		
Nbre d'érables à sucre	2,5	3,2	0,0001	0,092
Nbre de hêtres américains	0,3	0,4	0,10	-0,107
Nbre de bouleaux jaunes	0,2	0,2	0,60	0,191
Distance (m)	5,2	5,5	0,06	0,268
Diamètre de l'arbre (cm)	27,0	28,0	0,83	-0,030
Hauteur de l'arbre (m)	15,9	16,6	0,11	0,226
Hauteur de la 1re branche	6,7	6,7	0,90	-0,018
Perte de feuillage (%)	20,7	16,1	0,0003	**-0,501**
Nbre d'arbustes 0-5 cm	7,5	5,9	0,01	**-0,364**
Nbre d'arbustes 5-10 cm	0,6	0,4	0,13	-0,215
Régénération en feuillus	9,4	16,4	0,001	**0,471**
Régénération en conifères	0,9	2,4	0,14	0,208
Recouvrement en herbes	10,8	13,7	0,14	0,210

[1] Les variables sont décrites au tableau 3.

[2] Seuil de probabilité d'une analyse de variance à un critère de classification faite sur les variables transformées.

[3] Coefficients de corrélation canonique de l'analyse discriminante. Les valeurs significatives sont soulignées (valeur absolue > 0,3, critère de Hair et al. 1987).

Tableau 9. Position sur l'arbre et morphométrie des nids de Moucherolle tchébec.

Variable	Sites dépéris	Sites sains	Probabilité différence[1]	Total
ARBRE SUPPORTANT LE NID				
N	30	64		94
Essence			0,13	
Erable à sucre	29[2]	54		83
Hêtre américain	0	7		7
Bouleau jaune	1	2		3
Erable rouge[3]	0	1		1
DHP (cm)	18,7	14,6	0,02	16,5 (10,5)
Hauteur (m)	12,9	13,1	0,76	13,0 (5,2)
NID				
N	29	59		88
Hauteur (m)	8,2	8,7	0,71	8,4 (4,2)
Hauteur relative[4]	0,64	0,66	0,66	0,65 (0,17)
Position relative[5]			0,70	
Aisselle du tronc	15	32		47
Aisselle d'une branche	5	18		23
Branche horizontale	4	3		7
Fourche horizontale	5	6		11
Diamètre extérieur (mm)[6]	75,0	68,8	0,04	71,3 (6,0)
Diamètre intérieur (mm)[6]	53,5	54,6	0,60	54,2 (4,5)
Profondeur (mm)[6]	27,0	30,3	0,16	29,0 (5,1)

[1] Test de G sur les variables en classes et test de t sur les variables métriques (transformées).
[2] Moyennes brutes. Entre parenthèses: l'écart-type.
[3] Pas inclus dans le test de G.
[4] Ratio de la hauteur du nid sur la hauteur de l'arbre-support.
[5] Selon les catégories suivantes: nid à l'aisselle (à une fourche) du tronc, nid à l'aisselle d'une grosse branche verticale, nid sur une grosse branche horizontale et nid sur une fourche horizontale.
[6] Diamètres et profondeurs maximaux. Pour ces trois mesures les tailles d'échantillons sont respectivement de 8 et 12 pour les sites dépéris et sains.

Durant l'incubation, quinze nids ont subi la prédation et trois nids sont tombés sous le coup du vent. Plusieurs prédateurs semblent actifs dans nos sites d'étude: nous avons observé une Corneille d'Amérique (Corvus brachyrhynchos) et deux Tamias rayés (Tamias striatus) en train de manger des oeufs; nous avons découvert des pistes fraîches de Raton laveur (Procyon lotor) au pied d'un arbre supportant un nid détruit; à plusieurs reprises, nous avons observé un Geai bleu (Cyanocitta cristata) ou un Grand Corbeau (Corvus corax) houspillés par des moucherolles. Les nids tombés au vent étaient dans un cas un nid déposé sur une branche horizontale et dans l'autre cas un nid placé au faîte d'un arbre de faible diamètre.

Durant l'élevage, nous avons observé quatre cas de prédation, un cas de nid dégringolant au vent de sa branche horizontale et plusieurs cas de mortalité due au froid. A cette étape, le cortège des prédateurs semble demeurer le même, sauf que le tamias se retire et que des rapaces comme l'Épervier brun (Accipiter striatus) s'ajoutent. En 1988, la température moyenne durant le jour fut de 13 °C contre 19 °C en 1987 et 20 °C en 1989. Dans la dernière semaine de juin 1988, au pic de l'élevage, une vague de froid a balayé le sud du Québec et nous avons connu deux nuits de gel, ce qui est inhabituel dans la région. Il s'en est suivi la mortalité de 26 oisillons provenant de sept des dix nids alors en période d'élevage.

Pour voir si l'incidence de prédation et de mortalité due au froid différaient entre les sites sains et les sites dépéris, nous avons effectué des comparaisons par année et sur l'ensemble des années. Aucune différence significative (Test de G, tableau 2 x 2, $P > 0,05$) n'a été observée. Nous avons aussi effectué des comparaisons entre les six érablières et il est apparu une différence significative pour la prédation en 1988 (Test de G, tableau 2 x 6, $P < 0,005$). En 1988, nous avons perdu six nids sur huit dans l'une des érablières tandis que les cinq autres érablières n'en ont perdu aucun. L'année suivante, nous n'avons perdu aucun des cinq nids de cette érablière tandis que les cinq autres ont chacune perdu au moins deux nids. En passant, signalons qu'à deux reprises, nous avons assisté à des déménagements complets de nids suite à la prédation des oeufs: la femelle prenait les matériaux du nid vidé pour construire un nouveau nid dans un arbre voisin.

Pour vérifier si certaines variables d'habitat influençaient le succès de nidification, nous avons comparé les données d'habitat de 32 nids avec succès versus 31 nids avec insuccès en utilisant l'analyse de variance univariée et l'analyse discriminante. Nous n'avons observé aucune différence significative au seuil 0,15.

Nous avons estimé le succès de nidification selon la méthode de Mayfield avec les estimateurs d'erreurs proposés par Miller & Johnson (1978). Comme la probabilité de survie diffère entre l'incubation et l'élevage, nous avons calculé des taux de survie séparés pour les deux périodes. Les comparaisons entre les années et entre les sites sains et les sites dépéris ne montrent aucune différence significative ni pour une

période donnée ni pour l'ensemble de la nidification (tableau 10).

3.3 Soins parentaux chez le Moucherolle tchébec

3.3.1 Fréquence de nourrissage

Comme les oisillons s'envolaient ou étaient en général récoltés à l'âge de treize jours, nous avons analysé seulement les données des âges 1 à 12. La courbe de la fréquence de nourrissage des oisillons en fonction de l'âge présente un profil linéaire, progressant en douze jours de 7 à 55 voyages par 90 minutes (fig. 8). Un oisillon âgé de douze jours reçoit donc neuf becquées par heure ou une becquée aux sept minutes.

Nous avons observé, pour 1988 et 1989, des différences significatives dans la fréquence de nourrissage entre les sites sains et les sites dépéris (fig. 8). Dans les deux cas, la fréquence de nourrissage est plus élevée dans les sites dépéris. Nous avons comparé les fréquences de nourrissage entre les années pour les sites sains, les sites dépéris et pour l'ensemble des données et aucune différence significative n'a été observée (ANCOVA, $P > 0,05$).

Nous avons aussi comparé, pour 1988, les nids où des oisillons sont morts de froid aux nids où les jeunes ont pris l'envol (fig. 9). Nous n'avons inclus que les données recueillies au moment où le nid comptait quatre jeunes vivants. L'ANCOVA a montré une différence significative au seuil 0,08.

3.3.2 Volume des becquées

Nous avons pu évaluer le volume des becquées à 43 % des voyages. Le profil de la courbe du volume des becquées en fonction de l'âge n'est pas linéaire, mais peut être linéarisé en prenant le logarithme naturel de l'âge. Le volume des becquées passe d'un quart de volume de bec d'adulte à un volume de bec d'adulte au cours des quatre premiers jours de l'élevage pour se stabiliser et demeurer à un jusqu'à l'âge 12 (fig. 10). Le volume des becquées ne diffère ni entre les sites sains et les sites dépéris ni entre les années. Il ne diffère pas non plus entre les oisillons morts de froid et ceux ayant pris l'envol en 1988 (fig. 11).

Comme le volume total de nourriture apportée au nid est le produit de la fréquence de nourrissage et du volume des becquées, et comme le volume des becquées ne diffère pas, on peut généraliser les résultats sur la fréquence de nourrissage et dire que les oisillons reçoivent plus de nourriture dans les sites dépéris que dans les sites sains.

3.3.3 Temps passé au nid

Le temps passé au nid par les parents moucherolle est consacré principalement à couver les oisillons (femelle seule), à donner la nourriture aux oisillons, à recueillir leurs excréments et à exercer une défense contre les prédateurs. Comme le temps de transfert de nourriture et de cueillette d'excréments est lié à la fréquence de nourrissage (Wright & Cuthill 1989), nous avons donc effectué deux séries de tests

Tableau 10. Estimés du succès de nidification du Moucherolle tchébec selon la méthode de Mayfield[1].

Stade	Bloc[2]	N[3]	Nd[4]	E[5]	S[6]	ES[7]	P (min.-max.)[8]
Incubation	1987	11	1	119,5	0,992	0,008	0,89 (0,69-1,00)
	1988	25	6	303	0,980	0,008	0,74 (0,58-0,94)
	1989	39	12	407	0,971	0,008	0,64 (0,49-0,83)
Élevage	1987	9	1	94,5	0,989	0,011	0,87 (0,65-1,00)
	1988	19	6	211	0,972	0,012	0,68 (0,49-0,93)
	1989	21	4	205,5	0,981	0,010	0,78 (0,60-1,00)
Incubation	1987	-[9]	-	-	-	-	0,77 (0,45-1,00)
+ élevage	1988	-	-	-	-	-	0,50 (0,28-0,87)
	1989	-	-	-	-	-	0,50 (0,29-0,83)
Incubation	Dépéri	31	7	363	0,981	0,007	0,75 (0,60-0,92)
	Sain	44	12	466,5	0,974	0,007	0,67 (0,54-0,83)
Élevage	Dépéri	17	4	209,5	0,981	0,009	0,78 (0,61-0,99)
	Sain	31	7	301,5	0,977	0,009	0,74 (0,58-0,94)
Incubation	Dépéri	-	-	-	-	-	0,58 (0,37-0,91)
+ élevage	Sain	-	-	-	-	-	0,50 (0,31-0,78)

[1] Voir Klett et al. 1986.
[2] Les données sont d'abord analysées par année puis ensuite par traitement (dépéri vs sain) sans tenir compte de l'interaction.
[3] Nombre total de nids.
[4] Nombre de nids détruits.
[5] Durée d'exposition en jours.
[6] Taux de survie quotidienne.
[7] Erreur standard sur le taux de survie quotidienne.
[8] Succès de nidification pour des durées d'incubation et d'élevage de respectivement 15 et 13 jours. Entre parenthèses: intervalle de confiance à 95 %.
[9] Sans ordre.

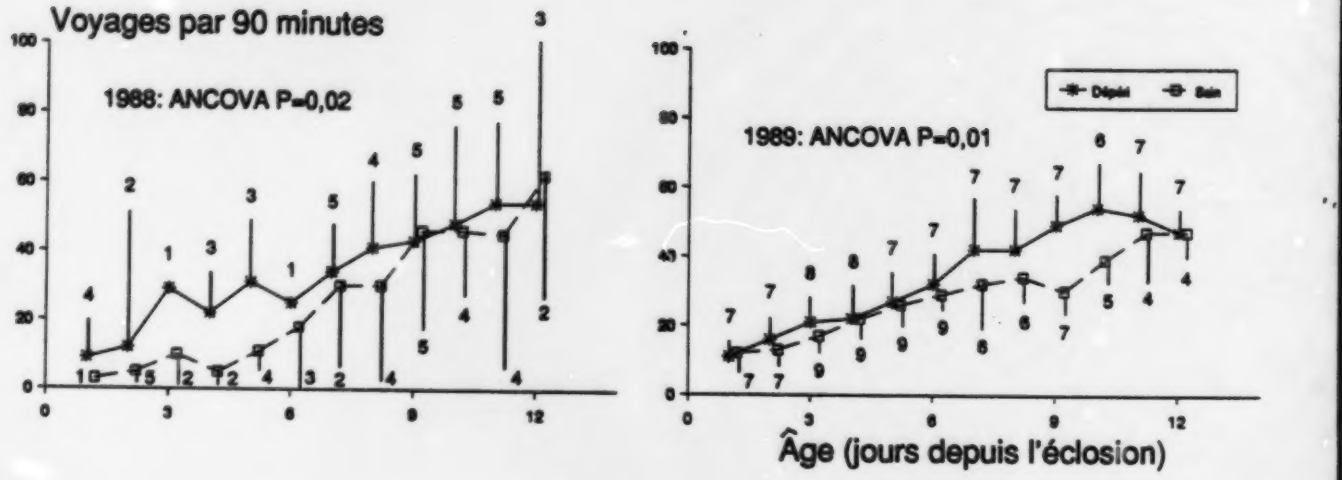


Figure 8. Fréquence de nourrissage des oisillons de moucherolle dans les sites dépéris et les sites sains en 1988 et 1989. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 % (t fois l'erreur sur la moyenne). Les nombres de nids observés sont indiqués pour chaque âge-traitement. Au total, nous avons observé, dans les sites dépéris et les sites sains, respectivement 7 et 11 nids en 1988 et 8 et 12 nids en 1989.

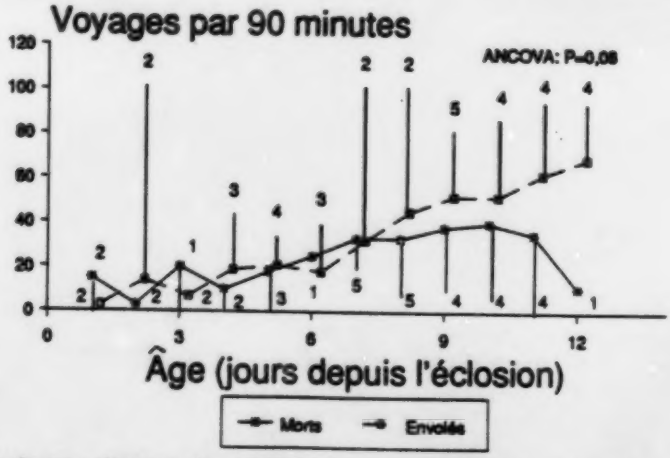


Figure 9. Fréquence de nourrissage des oisillons de moucherolle pour les nids avec et sans mortalité en 1988. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 % (t x err. moy.). Les nombres de nids observés sont indiqués pour chaque âge-traitement. Au total, nous avons observé 6 nids où tous les jeunes ont pris l'envol et 7 nids où au moins un jeune est mort de froid.

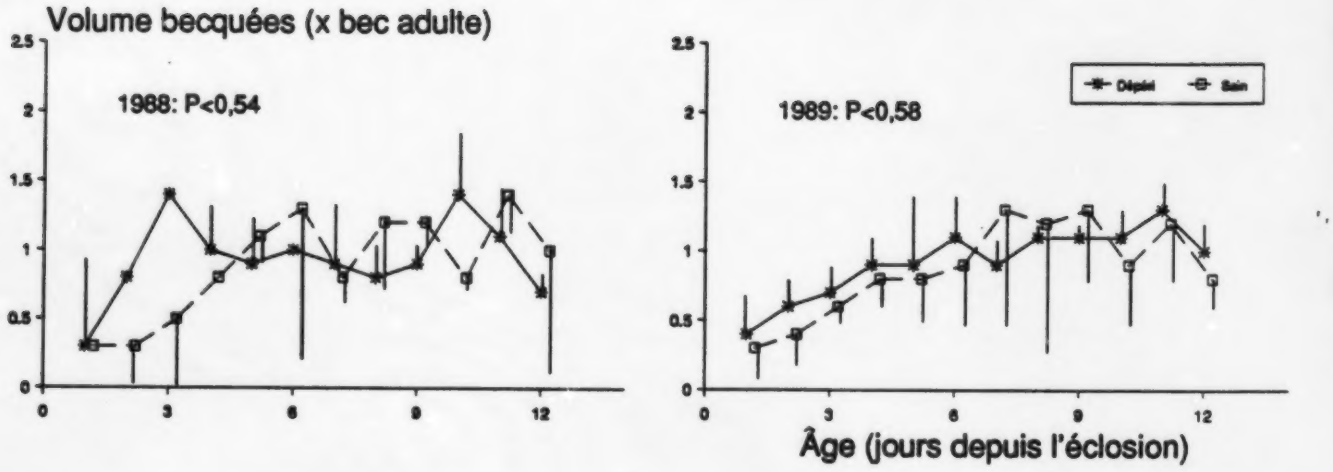


Figure 10. Volume moyen des becquées apportées aux oisillons de moucherolle dans les sites dépéris et les sites sains en 1988 et 1989. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 % (t x err. moy.). Les nombres de nids observés sont indiqués à la figure 8.

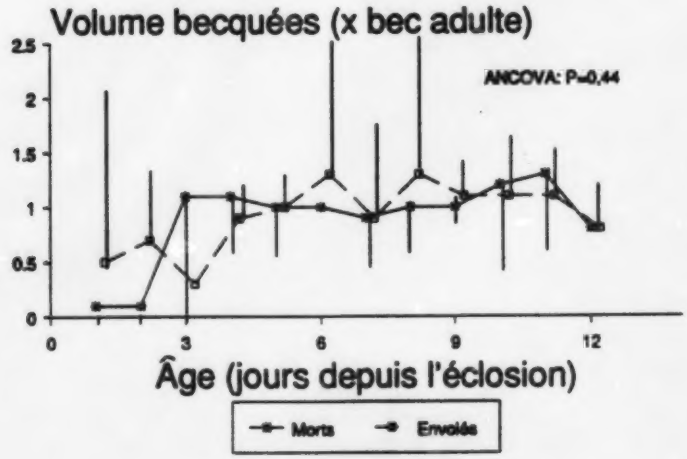


Figure 11. Volume moyen des becquées apportées aux oisillons de moucherolle pour les nids avec et sans mortalité due au froid en 1988. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 % (t x err. moy.). Les nombres de nids observés sont indiqués à la figure 9.

d'hypothèses: une sur le temps total passé au nid et une sur le temps de couvaison par la femelle. Nous avons considéré que la femelle couvait lorsqu'elle passait au moins deux minutes consécutives au nid. En comparaison, le transfert d'une proie ou la cueillette d'un sac fécal prennent moins de dix secondes.

Le temps passé au nid décroit en fonction de l'âge des oisillons, passant de 75 minutes le premier jour à 5 minutes le douzième jour (fig. 12). La relation n'est pas linéaire, mais on peut la linéariser en prenant la racine carrée de l'âge. Nous avons observé que les parents ont passé significativement plus de temps au nid dans les sites dépéris en 1988 mais pas en 1989. Si on compare les années, on constate que les parents ont passé significativement plus de temps au nid en 1988 qu'en 1989, c'est à dire l'année ou il a fait le plus froid (ANCOVA: $P < 0,0001$). Le temps passé au nid ne diffère pas significativement entre les nids où des oisillons sonts morts de froid et ceux dont les oisillons ont pris l'envol en 1988 (fig. 13).

Le temps de couvaison présente le même profil que le temps passé au nid et les résultats des tests statistiques demeurent les mêmes dans tous les cas.

3.3.4 Sacs fécaux

Les excréments des oisillons de passereaux nidicoles sont enrobés d'une muqueuse qui leur donne une cohésion et les rend faciles à prendre au bec par les parents et à avaler ou à transporter loin du nid. Ils constituent les restes de la digestion et, mis en relation avec la quantité de nourriture apportée aux oisillons, ils peuvent fournir un indice de la digestibilité de la nourriture (Royama 1966).

Comme la fréquence de nourrissage, le nombre de sacs fécaux augmente linéairement en fonction de l'âge des oisillons, passant de moins d'un sac par 90 minutes le premier jour à quelque 10 sacs par 90 minutes le douzième jour. Les quatre premiers jours, les parents avalent la moitié des sacs fécaux et emportent les autres; au jour 9, la proportion de sacs avalés est de moins de 1 % (fig. 14). Le nombre de sacs est plus élevé dans les sites dépéris que dans les sites sains en 1989 seulement (fig. 15). Les deux courbes de sacs fécaux de 1989 correspondent très bien avec celles de la fréquence de nourrissage de 1989 tandis que celles de 1988 se recoupent régulièrement et ne correspondent pas (fig. 8 & 15).

En ce qui a trait aux nids où des oisillons sont morts et ceux où les oisillons ont pris l'envol en 1988, nous observons que les nids où les jeunes se sont envolés ont produit significativement plus de sacs fécaux (fig. 16). Ces courbes de sacs fécaux correspondent assez bien à celles concernant la fréquence de nourrissage (fig. 9).

3.3.5 Poids des oisillons

Comme nous avons limité les manipulations d'oisillons pour minimiser les risques de prédation, nous possédons peu de données sur le poids des oisillons. En 1988, nous avons pesé cinq nichées de onze jours et en 1989 nous avons pesé dix nichées lors de la récolte des contenus stomacaux. Nous

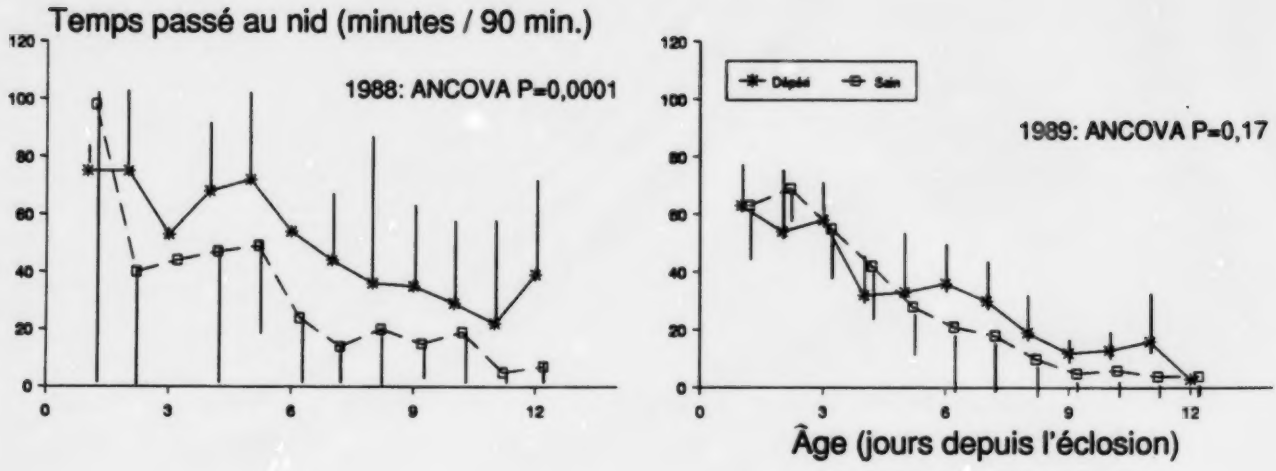


Figure 12. Temps passé au nid par les parents de moucherolle dans les sites dépéris et les sites sains en 1988 et 1989. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 % (t x err. moy.). Les nombres de nids observés sont indiqués à la figure 8.

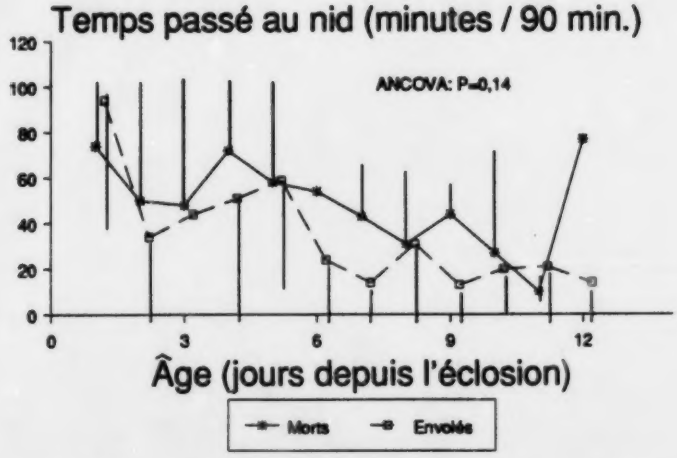


Figure 13. Temps passé au nid par les parents de moucherolle pour les nids avec et sans mortalité due au froid en 1988. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 % (t x err. moy.). Les nombres de nids observés sont indiqués à la figure 9.

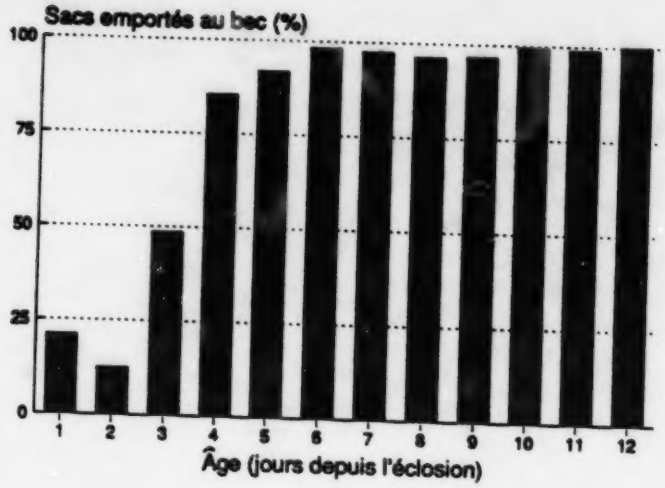


Figure 14. Proportion des sacs fécaux emportés au bec par les parents. Le complément de cette proportion correspond aux sacs avalés par les parents. N = 1767 sacs.

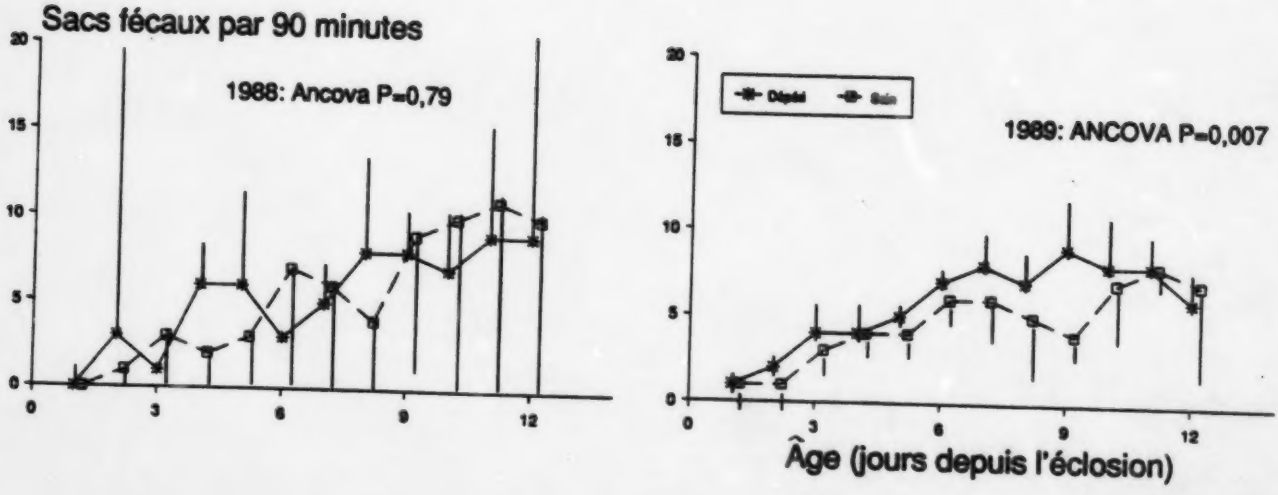


Figure 15. Fréquence d'évacuation de sacs fécaux de moucherolle dans les sites dépéris et les sites sains en 1988 et 1989. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 % (t x err. moy.). Les nombres de nids observés sont indiqués à la figure 8.

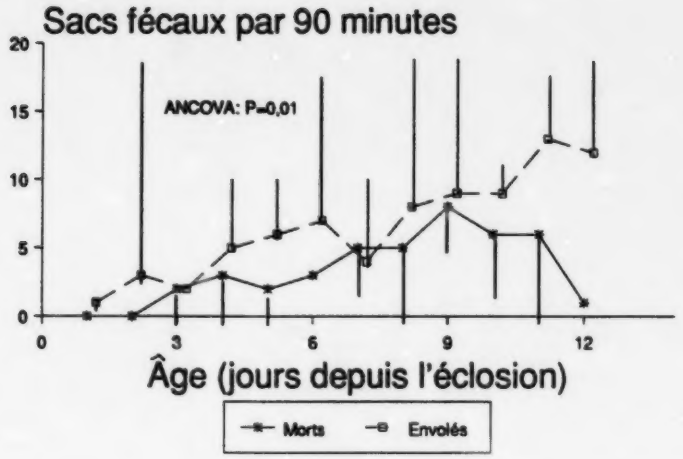


Figure 16. Fréquence d'évacuation de sacs fécaux de moucherolle pour les nids avec et sans mortalité due au froid en 1988. Les barres verticales représentent les intervalles de confiance à 95 % (t x err. moy.). Les nombres de nids observés sont indiqués à la figure 9.

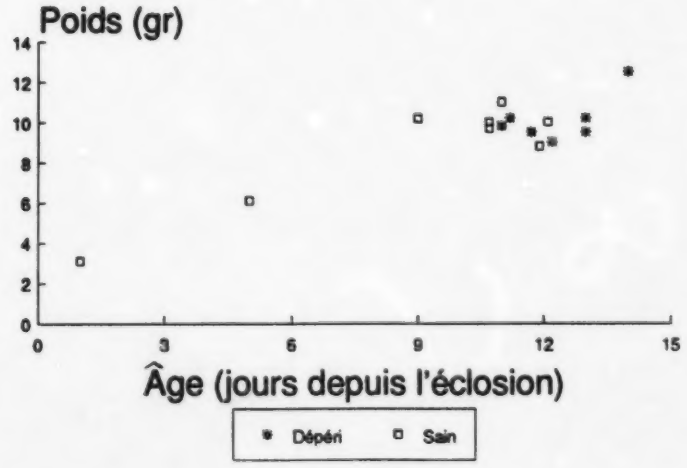


Figure 17. Poids des oisillons de moucherolle en fonction de l'âge. Chaque point représente la moyenne des oisillons capturés à un nid.

avons réuni ces données sur un même graphique pour montrer le profil général de la croissance en poids en fonction de l'âge (fig. 17). Nous avons comparé les poids moyens des oisillons âgés de 11-13 jours entre les sites sains et les sites dépéris et nous n'avons pas obtenu de différence significative (test U, P = 0,93).

3.3.6 Abondance d'insectes dans le milieu et régime alimentaire des oisillons

Nous avons capturé 4118 insectes sur les pièges collants en 1988, soit 1,8 individus / 100 cm^2 en 36 heures d'exposition diurne. Les diptères dominent avec 46 % des effectifs, suivis des homoptères (16 %), des hyménoptères (14 %) et des psocoptères (11 %) (tableau 11). Nous avons comparé, pour chaque ordre, le nombre moyen d'insectes par place-échantillon entre les sites sains et les sites dépéris. Les diptères sont plus abondants dans les sites sains que dans les sites dépéris (moy. ± écart-type = 89,6 ± 23,3 vs 70,8 ± 17,0, N = 12 vs 12, test U: P = 0,03). Il est de même pour les hyménoptères mais la différence est faiblement significative (27,1 ± 9,0 vs 19,4 ± 7,2; P = 0,07). Le nombre total d'insectes par place-échantillon est plus grand dans les sites sains que dans les sites dépéris (180,7 ± 38,7 vs 141,2 ± 41,7; P = 0,03). Nous avons comparé la longueur moyenne des insectes par ordre et nous avons obtenu une différence significative pour les hyménoptères qui sont plus gros dans les sites sains (4,4 ± 1,8 vs 3,0 ± 0,9; P = 0,03). Les homoptères sont plus gros dans les sites sains, mais la différence est faiblement significative (2,4 ± 0,3 vs 2,6 ± 0,2; P = 0,06). Nous n'avons obtenu aucune différence significative pour les largeurs de capsules céphaliques.

Les nombres moyens d'insectes par 100 feuilles d'arbre sont présentés au tableau 12. Nous avons comparé, au moyen de l'analyse de covariance, les nombre moyens d'insectes en tenant compte de l'indice de dépérissement d'Arseneault et al. (1989) et des années. L'effet du dépérissement n'était en général pas significatif tandis que l'effet de l'année l'était. Les résultats montrent que le nombre total d'insectes par rameau de 100 feuilles était plus élevé en 1988 qu'en 1987 et 1989. Nous n'avons pas de données sur la densité d'insectes par hectare de forêt, mais comme la densité par 100 feuilles est constante, la densité par hectare devrait varier en proportion de la quantité de feuillage.

Les nombres moyens d'insectes par mètre cube de feuillage d'arbuste montrent sensiblement les mêmes tendances que ceux des insectes de feuillage d'arbre: pas d'effet du dépérissement et tendance à dénombrer plus d'insectes en 1988 (tableau 13).

En 1989, nous avons récolté les contenus stomacaux de 30 oisillons provenant de onze nichées d'âges variés. Nous n'avons pas pu contrôler les effets respectifs du nid, de l'âge et du dépérissement. Dans notre échantillon, douze des quatorze oisillons âgés de trois à neuf jours provenaient de sites sains et dix des seize oisillons âgés de douze à quatorze jours provenaient de sites dépéris. Nous présentons ici des résultats globaux, sans

Tableau 11. Insectes capturés sur les pièges collants en 1988[1].

Ordre - Famille	Nombre d'individus[2]			Longueur[3]	Capsule[4]
	Dépéris	Sains	Test U[5]	Test U	Test U
N	12[6]	12			
Psocoptera	193 (11 %)	253 (11 %)	0,95	0,37	-
Thysanoptera	75 (4)	77 (3)	-	-	-
Coleoptera	119 (7)	118 (5)	0,58	0,15	0,14
Curculionidae	38 (2)	30 (1)			
Diptera	849 (46)	1075 (47)	0,03 (D<S)	0.93	0,46
Asilidae	29 (2)	44 (2)			
Muscidae	25 (1)	26 (1)			
Hemiptera	26 (1)	37 (2)	-	-	-
Miridae	11 (1)	18 (1)			
Homoptera	301 (16)	385 (17)	0,30	0,06 (D<S)	0,17
Hymenoptera	233 (11)	325 (13)	0,07 (D<S)	0,04 (D<S)	0,95
Xyphydriidae	19 (1)	67 (3)			
TOTAL	1829 (100)	2289 (100)	0,03 (D<S)	0,71	-

[1] Taxons pour lesquels on a relevé au moins 20 individus.
[2] Nombre total d'individus pour les sites dépéris et les sites sains. Entre parenthèses: pourcentage du total pour le type de site.
[3] Longueur des insectes (Tête + thorax + abdomen).
[4] Largeur de la capsule céphalique (mesurée seulement pour les individus d'au moins 5 mm de longueur.
[5] Seuil de probabilité du test U de Mann-Whitney. Le sens de la différence est indiqué lorsque P < 0,10.
[6] Chaque unité représente le cumul de 4 jours de 9 heures d'exposition diurne à raison de deux pièges de 1200 cm² chacun.

Tableau 12. Nombre moyen d'insectes par 100 feuilles d'arbre en juin-juillet (Données partielles de Martel 1989)[1].

Variable	Moyenne générale	Sources de variation[2]		
		Dépérissement	Année	Interaction
Coleoptera	0,88 (0,56)[3]	n.s.	87 < 88,89	n.s.
Diptera	0,21 (0,16)	n.s.	n.s.	n.s.
Hemiptera	2,64 (1,41)	n.s.	87,89 < 88	n.s.
Homoptera	17,46 (11,83)	D < S	87,89 < 88	n.s.
Hymenoptera	0,17 (0,15)	n.s.	87 < 88	n.s.
Lepidoptera	5,59 (2,15)	-	-	0,01
Total	28,99 (12,44)	n.s.	87,89 < 88	n.s.

[1] Échantillonnage au sécateur dans 24 places-échantillons par an durant trois ans. Pour chaque place-échantillon, nous avons fait la moyenne de quatre visites par an en 1987 et 1988 et de deux visites en 1989, à raison de quatre rameaux de 100 feuilles (provenant de quatre arbres différents) par visite.

[2] D'après une analyse de covariance sur les variables transformées. n.s. = non significatif au seuil 0,05; tiret = sans ordre; A < B,C = la moyenne des moindres carrés de A est significativement plus petite que celle de B et C.

[3] Moyenne brute. Entre parenthèses: l'écart-type.

Tableau 13. Nombre moyen d'insectes par mètre cube de feuillage d'arbuste en juin-juillet (Données partielles de Martel 1989).[1]

Variable	Moyenne générale	Sources de variation[2]		
		Dépérissement	Année	Interaction
Coleoptera	4,85 (2,77)[3]	-	-	0,005
Diptera	2,64 (1,94)	n.s.	87,89 < 88	n.s.
Hemiptera	4,08 (2,00)	n.s.	87,89 < 88	n.s.
Homoptera	4,86 (2,60)	n.s.	89 < 87,88	n.s.
Hymenoptera	0,90 (0,54)	n.s.	n.s.	n.s.
Lepidoptera	3,67 (1,34)	n.s.	87 < 88,89	n.s.
Total	27,90 (6,27)	n.s.	n.s.	n.s.

[1] Échantillonnage au drap dans 24 places-échantillons par an durant trois ans. Pour chaque place-échantillon, nous avons fait la moyenne de quatre visites par an en 1987 et 1988 et de deux visites en 1989, à raison 2 m² par visite.

[2] D'après une analyse de covariance sur les variables transformées. n.s. = non significatif au seuil 0,05; tiret = sans ordre; A < B,C = la moyenne des moindres carrés de A est significativement plus petite que celle de B et C.

[3] Moyenne brute. Entre parenthèses: l'écart-type.

tests d'hypothèses (tableau 14).

Nous avons pu identifier à l'ordre 20 % du volume des débris de nourriture. Ces débris proviennent d'arachnides et de onze ordres d'insectes. À eux seuls, les coléoptères constituent 29 % du volume identifié. Soixante-treize des 92 coléoptères dénombrés appartiennent à une seule espèce, soit le charançon radicicole de l'érable (Phyllobius oblongus), qui atteint des proportions presqu'épidémiques dans nos sites d'étude à la fin juin (Martel 1989). Nous avons aussi dénombré 43 lépidoptères, dont 36 larves et 6 adultes qui totalisaient 26 % du volume des débris identifiés.

Au cours des trois années d'étude, le pourcentage des proies identifiées par observation directe au nid a varié de 8 à 21, pour une moyenne de 16 % (tableau 15). Les différences entre les années résultent au moins en partie des différences d'expérience des observateurs.

En moyenne, les lépidoptères sont les proies identifiées le plus souvent et ils représentent 6 % du total des voyages et 40 % des proies identifiées (tableau 15). Ils se partagent assez également entre larves (3-22 %) et adultes (3-18 %). Les diptères constituent le deuxième groupe en importance (3-21 %). Plusieurs de ces diptères sont de gros Tipulidae faciles à identifier. Les trois autres groupes importants sont les hyménoptères (1-6 %), les arachnides (0-3 %) et les coléoptères (0-2 %). A quelques reprises, nous avons vu les moucherolles apporter des homoptères, des hémiptères, des libellules (Odonata) et des limaces (Gastropodes). Nous avons régulièrement vu un parent arriver au nid le bec apparemment vide (2-14 %). Il s'agissait alors de la femelle qui s'installait pour couver ou encore, plus rarement, d'un parent qui venait pour récupérer un sac fécal ou une proie trop grosse qu'un oisillon ne pouvait avaler.

Nous avons comparé au moyen d'une analyse de variance à deux critères de classification (âge des oisillons et dépérissement) les nombres de proies des trois groupes fonctionnels de proies suivants: les mouches (diptères + hyménoptères), les chenilles et les papillons. Nous n'avons observé ni interaction âge-dépérissement ni effet de l'âge pour les trois groupes à chacune des années 1988-89. Nous présentons au Tableau 16 les données des sites sains et des sites dépéris avec le niveau de probabilité de signification de l'effet du dépérissement pour chacune des années.

4. DISCUSSION

4.1 Populations et sélection de l'habitat

Au niveau régional, les données des dénombrements à rayon limité indiquent qu'il y a peu de corrélations entre les communautés d'oiseaux et le dépérissement. Ni les nombres totaux d'espèces et de couples ni les sous-totaux par niche ne montrent de relations significatives. On obtient des différences significatives seulement pour trois espèces, soient le Moucherolle tchébec, le Cardinal à poitrine rose et le Merle d'Amérique. Ces résultats ne correspondent pas aux prédictions de DesGranges (1987)

Tableau 14. Contenu stomacal des oisillons de Moucherolle tchébec.

Variable	Oisillons de 3-9 jours	Oisillons de 12-14 jours	Total
Nombre de nids	4	7	11
Nombre d'oisillons	14	16	30
Pourcentage d'identification des débris	39	13	20
Arachnides	11 (9,9)[1]	2 (1,2)	13 (5,3)
Coleoptera	27 (17,9)	65 (38,8)	92 (29,0)
Alleculidae	0	2	2
Carabidae	0	2	2
Cerambycidae	1	1	2
Curculionidae[2]	20 (9,2)	53 (31,9)	73 (21,3)
Elateridae	0	2	2
Scarabaeidae	0	1	1
Diptera	28 (25,7)	10 (6,9)	38 (15,7)
Calyptratae	2	0	2
Anthomyiidae	4	0	4
Dolichopodidae	0	2	2
Hemiptera	3 (2,2)	6 (7,5)	9 (5,1)
Hymenoptera	6 (4,6)	19 (18,8)	25 (12,2)
Ichneumonidae	1	11	12
Lepidoptera	28 (34,6)	15 (18,4)	43 (26,0)
Larves	24 (27,1)	12 (14,4)	36 (20,3)
Adultes	3 (5,0)	3 (3,4)	6 (4,5)
Neuroptera	2	0	2
Orthoptera	1	0	1
Mecoptera	2 (0,9)	7 (6,9)	9 (4,1)
Panorpidae	1	0	1
Ephemeroptera	1	0	1
Plecoptera	2	0	2

[1] Nombre d'individus. Entre parenthèses: importance du taxon en pourcentage du volume des débris identifiés. Ex.: les 11 arachnides constituaient 9,9 % du volume des débris identifiés.
[2] Tous de la même espèce: Phyllobius oblongus.

Tableau 15. Proies identifiées par observation directe du nourrissage des oisillons de Moucherolle tchébec.

Variable	1987	1988	1989	Total
Nbre total voyages	2203	3747	6631	12581
Nbre voy. identifiés	176	796	1021	1993
Ratio id./tot. (%)	8	21	15	16
Arachnides	6 (0-3)[1]	26 (1-3)	28 (0-3)	60 (0-3)
Coleoptera	5 (0-3)	21 (1-3)	19 (0-2)	45 (0-2)
Diptera	60 (3-34)	150 (4-19)	199 (3-19)	409 (3-21)
Hymenoptera	9 (0-5)	59 (2-7)	54 (1-5)	122 (1-6)
"Mouches"[2]	-	-	215 (3-21)	-
Lepidoptera	92 (4-52)	378 (10-47)	329 (5-32)	799 (6-40)
Larves	69 (3-39)	229 (6-29)	140 (2-14)	438 (3-22)
Adultes	23 (1-13)	149 (4-19)	189 (3-19)	361 (3-18)
Autres	4 (0-2)	23 (1-3)	33 (0-3)	60 (0-3)
Bec vide	-	139 (4-17)	144 (2-14)	283 (2-14)

[1] Nombre d'individus. Entre parenthèses: pourcentage du total des voyages et pourcentage des proies identifiées (ex.: 6/2203 et 6/176).

[2] Insectes ressemblant à des mouches domestiques, pas suffisamment bien vus pour être classés diptères ou hyménoptères. Ce groupe fonctionnel a été défini en 1989 seulement.

Tableau 16. Nombre moyen de diptères/hyménoptères, de larves de lépidoptères et de lépidoptères adultes apportés au nid par 90 minutes dans les sites dépéris et les sites sains.

Année	Type de proie	Dépéri	Sain	Seuil de prob.[1]
1988	N[2]	7	8	
	Diptères + hyménoptères	1,94 (1,31)[3]	1,65 (1,42)	0,60
	Larves de lépidoptères	2,12 (1,79)	1,88 (1,46)	1,00
	Lépidoptères adultes	0,69 (0,63)	1,40 (1,64)	0,68
1989	N	8	10	
	Diptères + hyménoptères	2,83 (2,20)	1,72 (1,46)	0,32
	Larves de lépidoptères	0,77 (0,57)	0,49 (0,26)	0,48
	Lépidoptères adultes	0,94 (0,49)	0,58 (0,49)	0,10

[1] Seuil de probabilité de l'effet du dépérissement dans la 2W-ANOVA.
[2] Nombre de nids. Chaque mesure est la moyenne de 1-12 périodes d'observation de 90 minutes à chaque nid.
[3] Moyenne. Entre parenthèses: l'écart-type.

concernant les effets anticipés du dépérissement. Malgré que nos sites d'étude montrent une bonne amplitude de dépérissement, soit 2 à 60 % (moy. = 32 %), ils ne sont pas encore au stade terminal qui correspondrait à une majorité d'arbres desséchés. Au niveau actuel de dépérissement, les oiseaux peuvent modifier et adapter leur comportement pour maintenir leurs effectifs.

Nos résultats diffèrent aussi des résultats de l'étude-pilote de DesGranges et al. (1987) malgré que cinq des onze érablières de l'étude-pilote comptent parmi nos dix-huit érablières. Cela peut s'expliquer d'une part par la faible proportion de sites fortement dépéris et de sites très sains dans notre échantillon et d'autre part par le fait que certaines places-échantillons de l'étude-pilote se situaient dans des érablières de moins de 5 ha qui montraient des problèmes d'insularité ou d'isolement bio-géographique (sensu Wilcove 1985).

4.1.1 Moucherolle tchébec

Le Moucherolle tchébec est l'oiseau le plus négativement corrélé au dépérissement au niveau régional. Le moucherolle est reconnu comme sensible aux perturbations de son habitat (DellaSala & Rabe 1987) et ses exigences d'habitat semblent assez précises sachant qu'il préfère les forêts feuillues non-matures bien stratifiées (Darveau et al. 1982; Holmes et al. 1986). Actuellement, le Moucherolle tchébec est en baisse dans le nord-est américain (Robbins et al. 1989). Au New Hampshire et dans les états voisins, où on a exploité les forêts feuillues dans les années 1900, on invoque la maturation des forêts comme cause possible (Holmes & Sherry 1988). Toutefois, le Moucherolle tchébec colonise d'autres habitats comme les vergers (Holmes & Sturges 1975), les boisés semi-urbains (Macqueen 1950) et les lisières boisées de saule à feuilles de pêcher (Salix amygdaloides) et d'érable négundo (Acer negundo) séparant des terres humides (MacKenzie 1982, Sealy & Biermann 1980). Cette diversité de milieux indique qu'il présente une certaine amplitude écologique en ce qui concerne l'habitat de reproduction.

Les données de plans quadrillés suggèrent que les populations de moucherolle sont plus variables dans les deux érablières dépéries que dans les quatre érablières saines. Il est difficile d'expliquer le fait que l'une des deux érablières dépéries subisse une baisse de ses effectifs tandis que l'autre est l'objet d'une hausse, les deux montrant des profils de végétation et des niveaux de dépérissement comparables. En général, les coupes d'éclaircie par arbre ou par petites superficies peuvent n'avoir aucun effet ou encore avoir un effet négatif sur les populations de Moucherolle tchébec, mais jamais un effet positif (Webb et al. 1977; Freedman et al. 1981; DellaSala & Rabe 1987). Le dépérissement peut ressembler à une éclaircie en ce qu'il ouvre le couvert arborescent et en ce sens la hausse de la population de moucherolle dans une érablière dépérie est difficile à expliquer. Ce sont possiblement des facteurs sociaux qui jouent le plus dans ce cas: le fait que le moucherolle niche en grappes denses (Sherry & Holmes

1985) et comme nous l'observons ici, à la limite nord de l'aire de répartition et dans un habitat non saturé, peut être lié à des fonctions de défense contre les prédateurs et de protection de la nourriture comme l'ont suggéré Sherry & Holmes (1985). Morse (1985) a relevé quelques cas d'espèces qui s'établissent principalement en réponse à la présence de d'autres individus (Morse 1985) ce qui, à la limite de l'aire de répartition d'une espèce, pourrait faciliter le recrutement de partenaires sexuels (Slobodchikoff & Shields 1988).

Les densités de territoires que nous observons sont en moyenne de 1,7 couples / ha, ce qui est légèrement supérieur aux densités de 1,0 et 1,4 couples / ha observées respectivement par Macqueen (1950) au Michigan et Freedman et al. (1981) en Nouvelle-Écosse. Ces densités sont semblables à celles observées par Sherry (1979) au New Hampshire (1,2-2,7 couples / ha) mais largement inférieures aux 4,9 couples / ha observés par Briskie & Sealy (1987a).

En ce qui a trait à la sélection du site du territoire, le moucherolle préfère les portions d'érablière où les cimes (parties feuillées) sont hautes et sur-dominées par l'érable à sucre. Il est reconnu que le Moucherolle tchébec préfère les grands arbres feuillus formant un couvert haut, c'est à dire lui offrant les perchoirs, l'horizon de guet et l'espace de manoeuvre que requièrent son mode d'alimentation (Breckenbridge 1956; Hespenheide 1971; Holmes & Sturges 1975; Sherry & Holmes 1985; DeGraaf & Chadwick 1987). Par contre, la préférence pour des peuplements presque purs d'érable à sucre n'a jamais été rapportée à notre connaissance et Holmes & Robinson (1981) ont même observé que le moucherolle sous-utilisait l'érable à sucre au profit du bouleau jaune. Notre site d'étude se trouve dans une région d'acériculture intensive ce qui n'était pas le cas des autres études citées ci-haut. Il est difficile de préciser si le Moucherolle tchébec est ici lié à l'érable à sucre lui-même ou au type de sylviculture que pratiquent les acériculteurs, c'est à dire s'il est lié à la floristique ou à la physionomie. Plusieurs chercheurs se sont intéressés à cette question qui demeure sans réponse générale (Cody 1985; Morse 1985). Peu importe que ce soit pour la physionomie ou la floristique, il est à retenir que le Moucherolle tchébec fréquente et domine les monocultures d'érable à sucre et qu'il ne semble pas souffrir de l'absence de diversité du couvert arborescent.

4.1.2 Viréo aux yeux rouges

Nos données montrent que le Viréo aux yeux rouges ne réagit pas au dépérissement au niveau régional et qu'il ne montre pas de préférence au niveau de la sélection du site du territoire. Le viréo se répartit uniformément presqu'à la grandeur de nos sites, comme l'ont observé Sherry & Holmes (1985) au New Hampshire.

Nous observons des densités de couples nicheurs de 1,2 couples / ha, ce qui correspond sensiblement aux densités de 2,0-3,1 individus / ha observées au New Hampshire (Robinson 1981; Holmes et al.

1986) et 1,4 couples / ha en Nouvelle-Ecosse (Morgan & Freedman 1986).

Le Viréo aux yeux rouges apparaît comme un oiseau généraliste présent dans des peuplements décidus et mixtes d'âges variés (Barlow & Rice 1977) et qui tolère les interventions sylvicoles (Clark et al. 1983; Webb et al. 1977; Freedman et al. 1981; Thompson & Capen 1988). Son abondance apparaît liée au recouvrement total des strates arbustives et arborescentes (Crawford et al. 1981; Darveau et al. 1982). Même si on l'associe le plus souvent à la strate dominante, le Viréo aux yeux rouges se nourrit aussi dans la strate sous-dominante et la strate arbustive (Robinson 1981).

4.1.3 Paruline bleue à gorge noire

La Paruline bleue à gorge noire ne réagit pas au dépérissement tant au niveau de la sélection de l'érablière qu'au niveau de la sélection du territoire. C'est une espèce peu abondante tant dans nos sites d'étude (0,4 couples / ha) que dans les sites de Holmes et al. (1986) au New Hampshire (1,1 individus / ha) et les sites de Morgan & Freedman (1986) en Nouvelle-Ecosse (0,2 couples / ha).

La paruline préfère les sites où la densité de tiges de 0-5 cm DHP et la régénération feuillue de moins d'un mètre de haut sont les plus fortes. Darveau et al. (1982) ont montré que la Paruline bleue à gorge noire réagit au volume foliaire des strates arbustives haute et basse tandis que Clark et al. (1983) en Ontario et Thompson & Capen (1988) au Vermont ont observé qu'elle recherche les sites présentant un couvert arborescent de densité moyenne avec beaucoup d'arbustes en sous-étage. En gros, la Paruline bleue à gorge noire se trouve là où sont ses sites d'alimentation et de nidification, c'est à dire les arbustaies sous couvert arborescent, que celui-ci soit dépéri ou non.

4.2 Nids et nidification du Moucherolle tchébec

4.2.1 Site, position et morphométrie du nid

La sélection du site de nidification s'opère à deux niveaux, soient celui du site immédiat du nid et celui des alentours du nid (Martin & Roper 1988). Pour l'oiseau, le choix du site se fait en tenant compte de quatre facteurs: la stabilité (Morris & Lemon 1988), l'accessibilité, le micro-climat et l'exposition aux prédateurs (Bekoff et al. 1987; Martin & Roper 1988).

La stabilité ne semble pas trop un problème pour le Moucherolle tchébec, considérant le peu de nids qui sont tombés pendant la nidification. Le moucherolle semble trouver assez facilement des sites stables.

L'accessibilité aux nids semble facile, si on en juge par la vitesse à laquelle les parents arrivent au nid pour nourrir les jeunes. Les moucherolles se posent directement sur le nid, contrairement au Viréo aux yeux rouges, à la Grive des bois (Hylocichla mustelina) ou à la Paruline bleue à gorge noire que nous avons observés dans le cadre de notre étude. Il peut exister un biais en ce que les nids que nous avons trouvés sont les plus faciles à voir et par le fait même sont aisément accessibles, mais nous croyons que ce biais ne doit pas

être trop important, puisque en 1989 nous avons trouvé près de la moitié des nids de moucherolle situés dans nos érablières (47 nids dans 106 territoires). De plus, les nids que nous n'avons pas trouvés ont possiblement échappé à notre oeil à cause du comportement furtif des parents et/ou à cause de leur hauteur et non pas à cause de leur position cryptique.

Le micro-climat du nid doit être relativement tempéré, c'est à dire que le nid doit être protégé par un couvert végétal qui empêche l'exposition directe au soleil, qui diminue la perte de chaleur par convection la nuit et qui dévie la pluie (Martin & Roper 1988). C'est surtout l'arbre-support qui remplira ces fonctions, mais aussi dans une certaine mesure les arbres voisins. A cet égard, les sites dépéris devraient offrir un micro-climat moins tempéré.

La défense contre les prédateurs peut se faire d'une façon passive ou active. La dissimulation du nid et la discrétion des parents sont les principales tactiques passives tandis que l'attaque des prédateurs est la tactique active. Au niveau passif, mentionnons que les nids de Moucherolle tchébec de nos sites d'étude arboraient une coloration grisâtre foncé qui les camouflait remarquablement bien avec l'écorce gris-foncé des érables à sucre; leur position dans des fourches d'arbres améliorait ce camouflage. Bekoff et al. (1987) ont mentionné que la défense active peut être importante et que l'oiseau peut avoir un avantage à voir venir les prédateurs de loin et à répliquer plus rapidement. Le Moucherolle tchébec est particulièrement agressif envers les prédateurs, à l'instar de plusieurs autres espèces de la famille de Tyrannidae (Murphy 1983). Briskie & Sealy (1989a) ont montré que le Moucherolle tchébec défendait agressivement son nid contre le parasite de couvée qu'est le Vacher à tête brune et ils ont suggéré que cette défense agressive pouvait expliquer la très faible incidence de parasitisme qu'on observe chez le Moucherolle tchébec (Brittingham & Temple 1983; Briskie & Sealy 1987b). Les micro-sites dépéris peuvent offrir un avantage en ce sens pour la défense contre les oiseaux-prédateurs et contre le tamias rayé. Par contre, les sites dépéris ont une strate arbustive dense et le repérage de prédateurs qui arrivent par le bas comme le raton laveur devrait y être plus difficile. Nous n'avons pas de données complètes sur l'importance relative des différents prédateurs, mais nous n'avons observé qu'une attaque par le raton laveur contre au moins une vingtaine par les oiseaux ou le tamias. De plus, le raton se déplace plus lentement et est plus bruyant, donc plus facilement repérable.

Le choix de l'arbre-support du nid et de la position du nid sur l'arbre ne diffère guère entre les territoires sains et les territoires dépéris, sauf en ce qui a trait au diamètre de l'arbre. Cette différence significative isolée est difficile à interpréter. Notons que les arbres-supports sont de même hauteur dans les deux sites et que les hauteurs des nids (absolue et relative) sont aussi les mêmes. Dans nos sites d'étude, les nids sont situés en moyenne à 8,4 ± 4,2 m de haut (N = 94) sous un couvert d'environ 16 m de haut et Holmes (1986) a observé au New Hampshire une hauteur moyenne des nids de 11,8 ± 4,8 m (N = 85) sous un couvert moyen

de 25 m, ce qui dans les deux cas donne une hauteur relative du nid de 50 %.

Nous avons mesuré trois variables morphométriques et l'une d'entre elles, soit le diamètre extérieur du nid, diffère significativement entre les territoires sains et dépéris. Nous ne pouvons accorder trop d'importance à cette différence, étant donné la faible taille de l'échantillon (8 vs 12 nids), mais mentionnons qu'un diamètre extérieur plus grand et des dimensions intérieures constantes signifie que les parois du nid sont plus épaisses, ce qui peut présenter deux avantages: durant l'incubation et les premiers jours de l'élevage le nid perd moins de chaleur et durant les derniers jours de l'élevage le rebord plus large offre plus d'espace aux oisillons. Par contre, un nid plus volumineux est plus facilement repérable par les prédateurs.

4.2.2 Nidification

La taille moyenne de couvée du Moucherolle tchébec est de 3,97 oeufs (N = 58) dans notre région d'étude, ce qui est très semblable à la taille de 3,93 (N = 152) observée au Manitoba par Briskie & Sealy (1988). La date d'éclosion des oeufs est constante d'une année à l'autre (19-21 juin) et, comme la taille de couvée, elle semble peu flexible pour le Moucherolle tchébec.

Le succès de nidification ne diffère pas entre les territoires sains et les territoires dépéris. Ceci peut s'expliquer en partie par la taille relativement faible de l'échantillon et par le fait que les estimateurs d'erreurs sont inadéquats. Ces estimateurs developpés par Miller & Johnson (1978) ne sont pas basés sur une mesure de variance conventionnelle mais sont plutôt le produit du taux quotidien de survie par le taux quotidien de mortalité divisé par le nombre de jours d'exposition. Cette mesure est appropriée pour des oiseaux comme les canards qui ont une longue période d'incubation mais elle l'est moins pour des passereaux comme le Moucherolle tchébec qui ont des périodes d'exposition la moitié moins longue. Johnson (1979) a suggéré que si on veut interpréter des pourcentages de succès de nidification sans tenir compte des intervalles de confiance, on peut considérer des différences de 10 % comme ayant un certain sens biologique.

Les succès de nidification à l'incubation et l'élevage pour 1987 s'écartent de ceux de 1988-89 par plus de 10 % et nous croyons que cela résulte d'un biais découlant du fait que les quelques 9-11 nids que nous avons suivi en 1987 ont été trouvés dans les derniers jours de l'incubation et ou encore tard durant l'élevage et que l'incidence de prédation pourrait être moindre dans ces derniers stades. Il se pourrait aussi que la prédation ait réellement augmenté en 1988-89 en raison de nos visites plus fréquentes au nid ou encore parce que certains prédateurs se seraient habitués à déceler les nids en observant notre comportement, mais notre faible échantillon pour 1987 ne permet pas de le vérifier.

Nos données montrent que le succès de nidification est 8 % plus élevé dans les territoires dépéris que dans les sites dépéris. Cette différence peut résulter d'une incidence de prédation moindre et des soins parentaux

meilleurs dans les sites dépéris. Elle a un certain sens biologique considérée dans ce contexte.

4.3 Soins parentaux

4.3.1 Descripteurs des soins parentaux

Nous avons utilisé cinq variables comme descripteurs de la qualité des soins parentaux. Trois d'entre elles, soient la fréquence de nourrissage, le temps passé au nid et la fréquence d'évacuation de sacs fécaux montraient des différences significatives pour certains traitements tandis qu'une, le volume des becquées, n'en présentait pas et qu'une autre, le type de proies, n'a pu être mesurée convenablement. La fréquence de nourrissage est une mesure objective et exacte (Nur 1987) et nous croyons, à l'instar de Harris & Wanless (1990), qu'elle est un bon indicateur biologique de la disponibilité de proies.

Le volume des becquées, estimé visuellement en proportion du volume du bec de l'adulte, est biaisé et doit être corrigé pour chaque observateur (Goss-Custard et al. 1987). Dans cette étude comparative, nous avons cherché à contrôler ce biais en faisant la rotation des observateurs. Un autre problème rattaché à cette mesure est que nous n'avons pu évaluer le volume des becquées qu'à 45 % des voyages. Nous croyons que cela n'entraîne pas de biais dans les comparaisons que nous effectuons, puisque l'efficacité d'évaluation du volume des becquées n'est pas fonction de la structure de l'habitat mais plutôt de l'angle sous lequel se présente le parent (dos ou face) par rapport à l'observateur et de la vitesse de transfert de la proie.

Le type de proies apportées aux jeunes fournit de l'information sur la quantité d'énergie apportée aux oisillons et il reflète dans une certaine mesure le type de proies disponibles dans le milieu (Meunier & Bédard 1984). La méthode par observation visuelle que nous avons utilisée nous a permis d'identifier seulement 16 % des proies apportées aux oisillons et elle est biaisée vers l'identification des grosses proies (test G, tableau 2 x 5, $P < 0,05$). La méthode des contenus stomacaux donne de meilleurs résultats au niveau qualitatif ou au niveau de l'étendue du régime alimentaire, puisque chaque chaque type de proie comporte des pièces indigestibles et identifiables dans tout le tractus digestif (Ralph et al. 1985; Moreby 1988; Brooke & Davies 1989; Van Horne & Bader 1990). Toutefois, elle impose de sérieuses limites au niveau de la taille de l'échantillon.

Le régime alimentaire des oisillons, constitué surtout de lépidoptères, diptères, coléoptères, hyménoptères et arachnides, est sensiblement le même que celui des adultes (Johnson 1971; Robinson & Holmes 1982; DesGranges et al. 1987). Notre échantillonnage tant par observation directe que par contenus stomacaux montre toutefois une proportion plus forte de lépidoptères que ce que qui a été observé pour des adultes, soit respectivement 18 % et 40 % des proies identifiées dans les contenus stomacaux les observations directes contre 5 % pour Robinson & Holmes (1982) et 6 % pour

DesGranges et al. (1987). Lifjeld & Slagsvold (1988) ont étudié, avec la méthode des colliers, le régime alimentaire d'oisillons de Moucherolle noir, le pendant écologique européen du Moucherolle tchébec et 51 % des proies qu'ils ont identifiées étaient aussi des lépidoptères. Cela suggère que les lépidoptères, les plus grosses proies apportées aux oisillons (> 2 volumes bec adulte), soient des proies plus profitables à apporter aux jeunes (Orians & Pearson 1977).

La fréquence d'évacuation des sacs fécaux, qui renseigne sur la quantité et la digestibilité de la nourriture, est aussi une variable objective et exacte. Nous avons pu voir si les parents manipulaient un sac fécal pour 95 % de leurs voyages au nid, ce qui, allié au fait que les parents recueillent un sac à tous les six voyages en moyenne, laisse moins de 1 % de probabilité de manquer un sac fécal. Les oisillons de plusieurs espèces, dans les derniers jours de l'élevage au nid, défèquent directement hors du nid, ce qui provoque un déclin du nombre de sacs recueillis par les parents en fin d'élevage (Wright & Cuthill 1989). Nous n'avons pas observé ce phénomène chez des oisillons de moucherolle âgés de douze jours ou moins, mais nous l'avons noté à quelques reprises pour les quelques nids suivis plus de douze jours.

Le temps passé au nid, défini ici comme le temps durant lequel un parent touche le nid ou les oisillons, est une variable objective et exacte. Parmi les cinq variables que nous avons mesurées, elle est la seule qui ne décrit pas une activité reliée à l'apport de nourriture au nid mais qui est plutôt à la défense du nid contre les éléments météorologiques, les prédateurs et les parasites (Wolf et al. 1990). Le temps de couvaison, qui n'a pas été mesuré directement sur le terrain mais calculé à partir de la longueur des séjours des parents au nid (> 2 minutes), doit être interprété ici avec prudence.

4.3.2 Effets du dépérissement

Le portrait d'ensemble des résultats concernant le dépérissement montre que les soins parentaux sont dans l'ensemble meilleurs dans les sites dépéris (tableau 17). La fréquence de nourrissage est significativement plus élevée dans les sites dépéris à chacune des deux années et, comme le volume moyen des becquées ne diffère pas, on peut conclure que les parents apportent plus de nourriture à leurs jeunes dans les territoires dépéris que dans les territoires sains. La digestibilité de la nourriture pourrait différer entre les sites sains et les sites dépéris, mais nos données sur les insectes aériens et les données sur la composition des populations d'insectes du feuillage (Martel 1989) ne montrent pas de différence entre les sites sains et les sites dépéris, ce qui ne laisse supposer que la digestibilité de la nourriture ne diffère pas entre les sites. De toute façon, plusieurs auteurs ont souligné que la digestibilité des insectes pouvait être considérée constante au niveau qui nous intéresse (Ricklefs 1974; Rogers et al. 1976). Nos données sur les sacs fécaux nous informent aussi sur la digestibilité de la nourriture (Royama 1966). En 1989, les

Tableau 17. Synthèse des résultats sur les soins parentaux du Moucherolle tchébec.

Analyse	Nombre de voyages	Volume des becquées	Temps passé au nid	Durée de couvaison	Nombre de sacs fécaux
Effet du dépérissement					
1988	D > S[1]	-	D > S	D > S	-
1989	D > S	-	-	-	D > S
Effet de l'année					
Tous les sites	-	-	88 > 89	88 > 89	-
Sites dépéris	-	-	88 > 89	88 > 89	-
Sites sains	-	-	-	-	-
Prédicteurs de mortalité[2]					
1988	-	-	-	-	M < V

[1] La fréquence de nourrissage est significativement plus haute (ANCOVA au seuil 0,05) dans les sites dépéris que dans les sites sains.

[2] Comparaison des nids où tous les jeunes ont pris l'envol (V) avec ceux où des jeunes sont morts de froid (M).

courbes de sacs fécaux montrent le même profil et les mêmes différences sains-dépéris que la fréquence de nourrissage, ce qui suggère que la digestibilité des proies est la même. Les relations entre les sacs fécaux et la fréquence de nourrissage de 1988 ne sont pas claires et ceci résulte possiblement du fait que la faible taille de l'échantillon de 1988 affecte surtout cette variable dont les valeurs, pour une période d'échantillonnage de 90 minutes, montrent peu d'amplitude (0-12) comparativement aux variables de fréquence de nourrissage et de temps passé au nid (0-70).

En 1988, l'année la plus froide, les parents ont non seulement apporté plus de nourriture au nid, ils ont aussi passé plus de temps au nid et ils ont donc ont mieux répondu aux deux exigences des oisillons que sont l'apport de nourriture et la défense contre les prédateurs et les intempéries. Les parents ont passé significativement moins de temps au nid en 1989, ce qui peut être expliqué d'une part par des besoins de couvaison moindres en relation avec une température ambiante de 6 °C supérieure en 1989 et d'autre part par la plus faible abondance d'insectes dans le milieu en 1989 (tableaux 12 & 13).

La mortalité d'oisillons au nid observée en 1988 ne fut pas limitée au moucherolle: nous avons aussi noté la mort d'une couvée de Viréo aux yeux rouges sur les quatre que nous suivions à cette période. Giroux (1988) a vu mourir, pendant cette même période de froid, neuf des 21 couvées d'Hirondelle bicolore (Tachycineta bicolor) qu'il étudiait dans le cadre d'un autre projet à Québec, c'est à dire à 100 km de notre secteur d'étude. Au Manitoba, Briskie & Sealy (1989b) ont noté un cas (N = 45) d'oisillons morts de faim durant une période froid. Sealy et al. 1989 ont aussi observé un cas de mortalité de femelle au nid pendant l'incubation suite à trois jours de mauvais temps (N = 500 nids sur 15 ans). Des cas semblables de mortalité d'autres passereaux au nid sous nos latitudes ont déjà été rapportés par Torok & Toth (1988) et Jarvinen (1989).

Les comparaisons des soins parentaux entre les nids où des oisillons sont morts de froid et ceux où les oisillons ont survécu en 1988 ne montrent de différence significative que pour une des cinq variables mesurées. Ceci ne s'explique pas par l'incapacité de nos variables à prédire la mortalité d'oisillons mais plutôt par la faible taille de l'échantillon si on en juge par les profils des courbes de fréquence de nourrissage (fig. 9) et de temps passé au nid (fig. 13) et par les seuils de probabilités de différences des ANCOVA (P = 0,08 et 0,14).

4.4 Le Moucherolle tchébec et le dépérissement

On peut se demander si, en définitive, le dépérissement a un impact sur le Moucherolle tchébec. D'une part les populations sont moins importantes dans les érablières dépéries et d'autre part le moucherolle sélectionne des micro-sites dépéris pour construire son nid, il offre de meilleurs soins parentaux dans les territoires dépéris et son succès de nidification n'y semble pas moindre. L'équation principale à examiner ici est: moins d'oiseaux dans un

milieu apparemment meilleur. Malgré que l'abondance de nourriture soit la même dans les différents habitats, il y a vraisemblablement une différence dans la disponibilité de nourriture entre les sites sains et dépéris. Cette différence peut résulter tant d'un phénomène de dépendance de la densité que d'une variation dans l'accessibilité à la nourriture.

La dépendance de la densité est claire ici: l'abondance de proies est constante mais le nombre de prédateurs est plus faible, ce qui augmente la disponibilité relative de proies pour les prédateurs. On peut alors se demander pourquoi la densité de couples nicheurs n'augmente pas dans les sites dépéris. Selon Fretwell (1972), les meilleurs sites peuvent parfois avoir des densités de populations plus faibles que les sites de deuxième qualité parce qu'ils sont colonisés par des individus dominants qui ont des territoires plus grands et qui limitent les densités de populations (répartition idéale despotique). Messier et al. (1990) ont observé cette répartition chez le Rat musqué (Ondatra zibethicus). Sherry & Holmes (1989) ont montré que les individus expérimentés sont les plus dominants et qu'ils ont les meilleures parcelles d'habitat. Même si ce n'est pas toujours le cas (Bédard & LaPointe 1984), la qualité de l'habitat peut en général être reliée au succès reproducteur (Martin 1987) et on peut en conclure que les sites dépéris sont de meilleure qualité pour le moucherolle que les sites sains. Il faut toutefois demeurer prudent avec cette conclusion pour trois raisons. Premièrement, les sites dépéris peuvent être de meilleure qualité seulement dû au fait que les oiseaux y sont moins nombreux et ont relativement plus de ressources à leur disposition. Deuxièmement, les habitats de haute qualité devraient normalement présenter des populations stables (Kluyver & Tinbergen 1953 in Fretwell 1972), ce qui n'est le cas de nos érablières dépéries. Troisièmement, nous ne possédons pas de données sur la période post-envol des oisillons, une période souvent plus difficile que l'élevage au nid (Martin 1987; Weathers & Sullivan 1989).

L'accessibilité à la nourriture pourrait être meilleure dans les sites dépéris en raison des changements dans la végétation tant en ce qui a trait à la densité de feuilles qu'à leur dimension et leur disposition sur le rameau. Dans les sites dépéris, il y moins de feuilles et le couvert est plus ouvert (Dessureault 1985), ce qui peut augmenter le champ de vision. Pour le Moucherolle tchébec, qui se perche et localise ses proies à partir du perchoir, l'ouverture du sous-bois et du couvert semblent être critiques (Sherry & Holmes 1985). Les feuilles dépéries sont plus petites et sont souvent disposées en rosette sur le rameau (Dessureault 1985) et comme il suffit souvent de légers changements dans la forme des feuilles et la longueur ou l'angle du pétiole pour altérer le succès de capture (Whelan 1989), il se pourrait que le moucherolle tire ici un avantage du dépérissement.

5. CONCLUSION

Après trois ans d'étude, nous constatons que la perturbation causée par le dépérissement actuel n'a pas d'effets sur le nombre total d'espèces et de couples nicheurs

des érablières que nous avons étudiées, c'est à dire des érablières qui ont perdu 10 à 30 % de leur feuillage de cime. Les oiseaux réussissent à ajuster leur comportement pour maintenir globalement leurs effectifs.

Le Moucherolle tchébec, l'oiseau le plus commun dans les érablières, s'adapte au dépérissement et il semble même tirer quelques bénéfices momentanés du dépérissement en ce qui a trait au site de nidification et au nourrissage des oisillons. Par contre, dans les sites dépéris, il est moins abondant et il présente des effectifs instables. Si la perturbation due au dépérissement se maintient ou augmente en intensité, d'autres espèces d'oiseaux pourraient montrer des signes d'instabilité.

6. OUVRAGES CITÉS

ARSENEAULT, A., G. BESSETTE, Y. BERGERON, J. BRISSON, D. GAGNON & Y. MAUFFETTE. 1989. Facteurs écologiques liés au dépérissement des forêts feuillues du sud-est du Québec. pp. 144-149 in G. BOUDREAULT & G.B. ALLARD (éds.) Atelier sur le dépérissement dans les érablières - Saint-Hyacinthe, 23 et 24 février 1989 - Cahier de conférences. Centre rech. acéricoles, Min. agr. pêch. alim. Québec, Publ. No. 89-0143. 159 p.

BARLOW, J.C. & J.C. RICE. 1977. Aspects of the comparative behavior of red-eyed and Philadelphia vireos. Can. J. Zool. 55: 528-542.

BEDARD, J. & G. LAPOINTE. 1984. The Savannah Sparrow territorial system: can habitat features be related to breeding success? Can. J. Zool. 62: 1819-1828.

BEKOFF, M., A.C. SCOTT, & D.A. CONNER. 1987. Nonrandom nest-site selection in Evening Grosbeaks. Condor 89: 819-829.

BIERMANN, G.C. & S.G. SEALY. 1982. Parental feeding of nestling Yellow Warblers in relation to brood size and prey availability. Auk 99: 332-341.

BLANCHER, P.J. & D.G. MCAULEY. 1987. Influence of wetland acidity on avian breeding success. Trans. 52nd N. A. Wildl. & Nat. Res. Conf. 628-635.

BLANCHER, P.J. & D.K. MCNICOL. 1988. Breeding biology of tree swallows in relation to wetland acidity. Can. J. Zool. 66: 842-849.

BLANCHER, P.J. & R.J. ROBERTSON. 1985. Site consistency in kingbird breeding performance: implications for site fidelity. J. Anim. Ecol. 54: 1017-1027.

BORDELEAU, C. & G. GAGNON. 1988. Dépérissement des érablières. pp. 7-10. Québec 1987 - Insectes et maladies des arbres. Suppl. Forêt Conservation 54(10), xx p.

BRECKENRIDGE., W.J. 1956. Measurement of the habitat niche of the Least Flycatcher. Wilson Bull. 68: 47-51.

BRISKIE, J.V., SEALY, S.G. 1987a. Polygyny and double-brooding in the Least Flycatcher. Wilson Bull. 99: 492-494.

BRISKIE, J.V. & S.G. SEALY. 1987b. Responses of Least Flycatchers to experimental inter- and intraspecific brood paratism. Condor 89: 899-901.

BRISKIE, J.V., SEALY, S.G. 1988. Nest re-use and egg burial in the Least Flycatcher, Empidonax minimus. Can. Field-Nat. 102: 729-731.

BRISKIE, J.V., SEALY, S.G. 1989a. Changes in nest defense against a brood parasite over the breeding cycle. Ethology 82: 61-67.

BRISKIE, J.V. & S. G. SEALY. 1989b. Nest-failure and the evolution of hatching asynchrony in the Least Flycatcher. J. Anim. Ecol. 58: 653-665.

BRITTINGHAM, M.C. & S.A. TEMPLE. 1983. Have cowbirds caused forest songbirds to decline? BioScience 33: 31-35.

BROOKE, M. DE L. & N.B. DAVIES. 1989. Provisioning of nestling Cuckoos Cuculus canorus by Reed Warbler Acrocephalus scirpaceus hosts. Ibis 131: 250-256.

BURGESS, R.L. 1985. Forest decline and acid deposition: quandary for natural resources management. Trans. N. Amer. Wildl. and Natur. Resour. Conf. 50: 82-90.

CARRIER, L. 1986. Le point sur le dépérissement des forêts du Québec. Serv. rech. appl., Min. énergie et ress. Québec, Québec. 30 p.

CLARK, K., D. EULER, & E. ARMSTRONG. 1983. Habitat associations of breeding birds in cottage and natural areas of central Ontario. Wilson Bull. 95: 77-96.

CODY, M.L. 1985. An introduction to habitat selection in birds. pp. 3-56 in CODY, M.L. Habitat selection in birds. Academic Press, New York. 558p.

COTTAM, G. & J. CURTIS. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. Ecology 37: 451-460.

CRAWFORD, H.S., R.G. HOOPER, & R.W. TITTERINGTON. 1981. Songbird population response to silvicultural practices in central appalachian hardwoods. J. Wildl. Manage. 45: 680-692.

DARVEAU, M., P. BELLEFLEUR, & B. HOUDE. 1982. Modèle de simulation de la dynamique des communautes aviennes en fonction de la succession de l'érablière à bouleau jaune. Naturaliste can. 109: 51-62.

DARVEAU, M., J.L. DESGRANGES & Y. MAUFFETTE. 1989. Les impacts du dépérissement des érablières sur les oiseaux insectivores. Groupe rech. écol. for., Univ. Québec à Montréal, Montréal, Rapp. rech. No. 5. 30 p.

DAY, R.W. & G.P. QUINN. 1989. Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. Ecol. Monogr. 59: 433-463.

DEGRAAF, R.M. & N.L. CHADWICK. 1987. Forest type, timber size class, and New England breeding birds. J. Wildl. Manage. 51: 212-217.

DELLASALA, D.A. & D.L. RABE. 1987. Response of Least Flycatcher Empidonax minimus to forest disturbances. Biol. Conserv. 41: 291-299.

DESGRANGES, J.L. 1980. Des communautés aviennes du Parc national de la Mauricie, Québec. Publ. hors-série No 41, Serv. can. faune, Ottawa. 34 p.

DESGRANGES, J.L. 1987. Forest birds as biological indicators of the progression of maple dieback in Quebec. ICBP Tech. Publ. 6: 249-257.

DESGRANGES, J.L. & J. RODRIGUE. 1986. Influence of acidity and competition with fish on the development of ducklings in Quebec. Water,Air, and Soil Pollut. 30: 743-750.

DESGRANGES, J.L., Y. MAUFFETTE, & G. GAGNON. 1987. Sugar maple forest decline and implications for forest insects and birds. Trans. N. Amer. Wildl. and Nat. Res. Conf. 52: 677-689.

DESSUREAULT, M. 1985. Le dépérissement des arbres: nature, causes et mécanismes. Phytoprotection 66: 71-81.

ERSKINE, A.J. 1984. Répertoire préliminaire des études de dénombrement des oiseaux du Canada par parcelles-échantillons, 5e partie. Cahier biol. No. 144, Serv. can. faune, Ottawa. 35 p.

FREEDMAN, B., C.A. BEAUCHAMP, I.A. MCLAREN, & S.I. TINGLEY. 1981. Forestry management practices and populations of breeding birds in a hardwood forest in Nova Scotia. Can. Field-Nat. 95: 307-311.

FRETWELL, S.D. 1972. Populations in a seasonal environment. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey. 217 p.

GIROUX, J. 1988. Programme de réinsertion du Merle-bleu à poitrine rouge. Carnets de zoologie (Québec) 48: 58-66.

GLOOSCHENKO, V., P.J. BLANCHER, J. HERSKOWITZ, R. FULTHROPE, & S. RANG. 1986. Association of wetland acidity with reproductive parameters and insect prey of the Eastern Kingbird (Tyrannus tyrannus) near Sudbury, Ontario. Water Air Soil Pollut. 30: 553-567.

GOSS-CUSTARD, J.D., J.T. CAYFORD, J.S. BOATES & S.E.A. LE V DIT DURELL. 1987. Field tests of the accuracy of estimating prey size from bill length in oystercatchers, Haematopus ostralegus, eating mussels, Mytilus edulis. Anim. Behav. 35: 1078-1083.

GREGORY, R.A., M.W. WILLIAMS JR., B.L. WONG, & G.J. HAWLEY. 1986. Proposed scenario for dieback and decline of Acer saccharum in northeastern USA and southeastern Canada. IAWA Bull. n.s. 7: 357-369.

Groupe d'étude sur l'écologie appliquée à l'aménagement du territoire. 1974. Code pour les relevés d'inventaires écologiques du territoire. Guide No. 1, Serv. rech., Min. terres forêts Québec. 254 p.

HAIR, J.E. Jr, R.E. ANDERSON & R.L. TATHAM. 1987. Multivariate data analysis with readings. Macmillan Publ. Co., New York. 449 p.

HARRIS, M.P. & S. WANLESS. 1990. Breeding success of British Kittiwakes Rissa tridactyla in 1986-88: evidence for changing conditions in the northern North Sea. J. appl. ecol. 27: 172-187.

HESPENHEIDE, H.A. 1971. Flycatcher habitat selection in the eastern deciduous forest. Auk 88: 61-74.

HOLLING, C.S. 1965. The functional response of predators to prey density and its role in mimicry and population regulation. Mem. Entomol. Soc. Can. 45: 1-60.

HOLMES, R.T. 1986. Foraging patterns of forest birds: male-female differences. Wilson Bull. 98: 196-213.

HOLMES, R.T. & S.K. ROBINSON. 1981. Tree species preference of foraging insectivorous birds in a northern hardwoods forest. Oecologia(Berlin) 48: 31-35.

HOLMES, R.T. & T.W. SHERRY. 1988. Assessing population trends of New Hampshire forest birds: local vs. regional patterns. Auk 105: 756-768.

HOLMES, R.T. & F.W. STURGES. 1975. Avian community dynamics and energetics in a northern hardwoods ecosystem. J. Anim. Ecol. 44: 175-200.

HOLMES, R.T., C.P. BLACK, & T.W. SHERRY. 1979. Comparative population bio-energetics of three insectivorous passerines in a northern deciduous forest. Condor 81: 9-20.

HOLMES, R.T., T.W. SHERRY, & F.W. STURGES. 1986. Bird community dynamics in a temperate deciduous forest: long term trends at Hubbard-Brook. Ecol. Monogr. 56: 201-220.

HUNTER, M.L., Jr., J.J. JONES, K.E. GIBBS & J.R. MORING. 1986. Duckling responses to lake acidification: do Black Ducks and fish compete? Oikos 47:26-32.

JACKSON, J.A. 1979. Insectivorous birds and north American forest ecosystems. pp. 1-7 in DICKSON, J.G., R.N. CONNER, R.R. FLEET, J.C. KROLL, & J.A. JACKSON. The role of insectivorous birds in forest ecosystems. Academic Press, New York. 381p.

JARVINEN, A. 1989. Geographical variation in temperature variability and predictability and their implications for the breeding strategy of the Pied Flycatcher Ficedula hypoleuca. Oikos 54: 331-336.

JOHNSON, D.J. 1979. Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. Auk 96: 651-661.

JOHNSON, D.W. 1971. Niche relationships among some deciduous forest flycatchers. Auk 88: 796-804.

KLETT, A.T., H.F. DUEBBERT, C.A. FAANES, & K.F. HIGGINS. 1986. Techniques for studying nest success of ducks in upland habitats in the prairie pothole region. Res. Publ. 158, USDI Fish Wildl. Serv., Washington. 24 p.

KOZLOWSKI, T.T. & H.A. CONSTANTIDINIOU. 1986. Responses of woody plants to environmental pollution. Part I. Forestry Abstracts 47: 5-51.

LACHANCE, D. 1985. Répartition géographique et intensité du dépérissement de l'érable à sucre dans les érablières au Québec. Phytoprotection 66: 83-90.

LECK, C.F., B.G. MURRAY Jr & J. SWINEBROAD. 1988. Long-term changes in the breeding bird populations of a New Jersey forest. Biol. Conserv. 46: 145-157.

LIFJELD, J.T. & T. SLAGSVOLD. 1988. Effects of energy costs on the optimal diet: an experiment with Pied Flycatchers Ficedula hypoleuca feeding nestlings. Ornis Scand. 19: 111-118.

MACKENZIE, D.I. 1982. The dune-ridge forest, Delta Marsh, Manitoba: overstory vegetation and soil patterns. Can. Field-Nat. 96: 61-68.

MACQUEEN, P.M. 1950. Territory and song in the Least Flycatcher. Wilson Bull. 62: 194-205.

MARTEL, J. 1989. Populations et communautés d'insectes forestiers dans des érablières saines et dépéries du sud-est du Québec. Mémoire de maîtrise, Univ. Québec à Montréal, Montréal. 95 p.

MARTIN, T.E. 1987. Food as a limit for breeding birds: a life history perspective. Ann. Rev. Ecol. Syst. 18: 453-487.

MARTIN, T.E. & J.J. ROPER. 1988. Nest predation and nest-site selection of a western population of the Hermit Thrush. Condor 90: 51-57.

MCLAUGHLIN, D.L., S.N. LINZON, D.E. DIMMA, & W.D. MCILVEN. 1985. Sugar maple decline in Ontario. Rept. No ARB-144-85-PHYTO, Ontario Min. Envir., 18 p.

MESSIER, F., J.A. VIRGL & L. MARINELLI. 1990. Density dependent habitat selection in muskrats: a test of the ideal free distribution model. Oecologia (Berlin) vv: pp-pp (sous presse).

MEUNIER, M. & J. BEDARD. 1984. Nestling foods of the Savannah Sparrow. Can. J. Zool. 62: 23-27.

MILLER, H.W. & D.H. JOHNSON. 1978. Interpreting the results of nesting studies. J. Wildl. Manage. 42: 471-476.

MOREBY, S.J. 1988. An aid to the identification of arthropod fragments in the faeces of gamebird chicks (Galliformes). Ibis 130: 519-526.

MORGAN, K. & B. FREEDMAN. 1986. Breeding bird communities in a hardwood forest succession in Nova Scotia. Can. Field-Nat. 100: 506-519.

MORRIS, M.M. J. & R.E. LEMON. 1988. American Redstart nest placement in southern New Brunswick. Can. J. Zool. 66: 212-216.

MORSE, D.H. 1985. Habitat selection in North American parulid warblers. pp. 131-157 in CODY, M.L. Habitat selection in birds. Academic Press, New York. 558p.

MURPHY, M.T. 1983. Nest success and nesting habits of Eastern Kingbirds and other flycatchers. Condor 85: 208-219.

NADEAU, C. 1990. Étude de la variabilité journalière du nourrissage au nid des oisillons de Moucherolle tchébec. Dép. biologie, Univ. Laval, Ste-Foy. (Mém. B. Sc. non publié) 27 p.

NUR, N. 1987. Parents, nestlings and feeding frequency: a model of optimal parental investment and implications for avian reproductive strategies. pp. 457-475 in KAMIL, A.C., J.R. KREBS, & H.R. PULLIAM. Foraging behavior. Plenum Press, New York. 676p.

ORIANS, G.H. & N.E. PEARSON. 1977. On the theory of central place foraging. pp. 155-177 in HORN, D.J., G.R. STAIRS, & R.D. MITCHELL. Analysis of ecological systems. Ohio State Univ. Press, Columbus. 312p.

RALPH, C.P., S.E. NAGATA & C.J. RALPH. 1985. Analysis of droppings to describe diets of small birds. J. Field Ornithol. 56:165-174.

RICKLEFS, R.R. 1974. Energetics of reproduction in birds. pp. 152-297 in R.A. PAYNTER, Jr. (Ed.). Avian energetics. Publ. No. 15, Nuttall Ornithol. Club, Cambridge. 335 p.

ROBBINS, C.S., J.R. SAUER, R.S. GREENBERG, & S. DROEGE. 1989. Population declines in North American birds that migrate to the neotropics. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 86: 7658-7662.

ROBINSON, S.K. 1981. Ecological relations and social interactions of Philadelphia and Red-eyed Vireos. Condor 83: 16-26.

ROBINSON, S.K. & R.T. HOLMES. 1982. Foraging behavior of forest birds: the relationships among search tactics, diet, and habitat structure. Ecology 63: 1918-1931.

ROGERS, L.E., W.T. HINDS, & R.L. BUSCHBOM. 1976. A general weight vs length relationship for insects. Ann. Entomol. Soc. Amer. 69: 387-389.

ROTENBERRY, J.T. & J.A. WIENS. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in north American steppe vegetation: a multivariate analysis. Ecology 61: 1228-1250.

ROY, G., L. ROBITAILLE, & G. GAGNON. 1985. Étude des principaux facteurs du dépérissement des érablières au Québec. Phytoprotection 66: 91-99.

ROYAMA, T. 1966. Factors governing feeding rate, food requirement and brood size of nestling Great Tits Parus major. Ibis 108: 313-347.

SCHERRER, B. (Réd). 1982. Étude de l'avifaune - Parc de la Gatineau - Méthodologie générale. Lab. ornitho. et biostat., Univ. Québec à Montréal, Montréal. 242 p.

SEALY, S.G. & G.C. BIERMAN[illegible] 1983. Timing of breeding and migrat[illegible] in a population of Least Flycatcher[illegible] in Manitoba. J. Field Ornithol. 54: 113-122.

SEALY, S.G., K.A. HOBSON & J.V. BRISKIE. 1989. Responses of Yellow Warblers to experimental intraspecific brood paratism. J. Field. Ornithol. 60: 224-229.

SHERRY, T.W. 1979. Competitive interactions and adaptative strategies of American Redstarts and Least Flycatchers in a northern hardwood forest. Auk 96: 265-283.

SHERRY, T.W. & R.T. HOLMES. 1985. Dispersion patterns and habitat responses of birds in northern hardwoods forests. pp. 283-309 in CODY, M.L. Habitat selection in birds. Academic Press, New York. 558p.

SHERRY, T.W. & R.T. HOLMES. 1989. Age-specific social dominance affects habitat use by breeding American Redstarts (Setophaga ruticilla): a removal experiment. Behav. Ecol. Sociobiol. 25: 327-333.

SHIELDS, W.M., J.R. CROOK, M.L. HEBBLETHWAITE, & S.S. WILES-EHMANN. 1988. Ideal free coloniality in the swallows. pp. 189-228 in SLOBODCHIKOFF, C.N. (Ed.). The ecology of social behavior. Academic Press, San Diego. 429p.

SLOBODCHIKOFF, C.N. & W.M. SHIELDS. 1988. Ecological trade-offs and social behavior. pp. 3-10 in SLOBODCHIKOFF, C.N. (Ed.). The ecology of social behavior. Academic Press, San Diego. 429p.

SOKAL, R.R. & F.J. ROHLF. 1981. Biometry. Freeman, san Francisco. 859 p.

SVENSSON, S, (Ed.). 1970. Birds census work and environmental monitoring. Proc. Symposium Ammarnäs, 1969. Univ. Lund (Sweden). 52 p.

TERRES,- J.K. 1982. The Audubon Society encyclopedia of North American birds. Alfred A. Knopf, New York. 1109 p.

THOMPSON, F.R. & D.E. CAPEN. 1988. Avian assemblages in seral stages of a Vermont forest. J. Wildl. Manage. 52: 771-777.

TOROK, J. & L. TOTH. 1988. Density dependence in reproduction of the Collared Flycatcher (Ficedula albicollis) at high population levels. J. Anim. Ecol. 57: 251-258.

ULRICH, B. 1983. Soil acidity and its relations to acid deposition. pp. 127-146 in B. ULRICH & J. PANKRATH (eds). Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Reidel Publ., Boston.

VAN HORNE, B. & A. BADER. 1990. Diet of nestling Winter Wrens in relationship to food availability. Condor 92: 413-420.

WALLNER, W.E. 1987. Factors affecting insect population dynamics: differences between outbreak and non-outbreak species. Ann. Rev. Entomol. 32: 317-340.

WEATHERS, W.W. & K.A. SULLIVAN. 1989. Juvenile foraging proficiency, parental effort, and avian reproductive success. Ecol. Monogr. 59: 223-246.

WEBB, W.L., D.F. BEHREND, & B. SAISORN. 1977. Effect of logging on songbird populations in a northern hardwood forest. Wildl. Monogr. 55: 1-35.

WHELAN, C.J. 1989. Avian foliage structure preferences for foraging and the effect of prey biomass. Anim. Behav. 38: 839-846.

WILCOVE, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. Ecology 66:1211-1214.

WILLIAMS, B.K., TITUS, K., HINES, J.E. 1990. Stability and bias of classification rates in biological applications of discriminant analysis. J. Wildl. Manage. 54: 331-341.

WOLF, L., KETTERSON, E.D., NOLAN JR, V. 1990. Behavioural response of female dark-eyed juncos to the experimental removal of their mates: implications for the evolution of parental care. Anim. Behav. 39: 125-134.

WRIGHT, J. & I. CUTHILL. 1989. Manipulation of sex differences in parental care. Behav. Ecol. Sociobiol. 25: 171-181.

Annexe 1. Données de base sur les 18 érablières à l'étude.

Code de l'érablière	Localité	Coordonnées[1]	Type de peuplement[2]	Indice de dépérissement[3]
Érablières principales[4]				
D08	Ste-Sophie	46°08';71°41'	R B B B	7 4 6 19
D09	Ste-Hélène	46°02';71°42'	B B B B	32 29 30 27
D10	St-Jean de Brébeuf	46°07';71°27'	H H H B	26 28 24 22
S02	St-Jean de Brébeuf	46°08';71°27'	H S S B	8 14 21 15
S07	St-Ferdinand	46°08';71°35'	H H S B	15 11 34 17
S08	Ste-Sophie	46°09';71°42'	P B P P	30 2 30 18
Autres érablières				
D01	Ste-Cécile de Whitton	45°37';70°55'	R R R B	56 44 60 51
D02	Pontbriand	46°08';71°13'	S B B B	52 43 32 31
D05	Courcelles	45°49';71°03'	B B S B	24 31 44 22
D07	Norbertville	46°05';71°52'	P P P P	29 12 32 3
D11	Parc Frontenac	45°51';71°12'	B B H R	36 27 31 28
D12	St-Hilaire de Dorset	46°47';70°53'	R R R R	49 34 60 44
S01	Lambton	45°44';71°05'	B R S S	44 26 38 52
S06	Tingwick	45°54';71°57'	P P P P	23 26 23 27
S09	Parc Frontenac	45°45';71°12'	P R H R	33 45 45 44
S10	St-Hilaire de Dorset	45°47';70°51'	H S B B	32 12 23 26
S12	St-Sébastien	45°47';71°00'	S B B B	51 31 32 37
S13	Pontbriand	46°10';71°12'	B R B S	19 12 25 24

[1] Latitude (nord) et longitude (ouest) du centre de l'érablière.

[2] D'après Arseneault et al. (1989). B = érablière sucrière (peuplement d'érable à sucre) à bouleau jaune; H = érablière sucrière à hêtre américain; P = érablière sucrière à pruche du Canada; R = érablière sucrière à érable rouge; S = érablière sucrière pure. Les 4 valeurs correspondent aux 4 points d'échantillonnage (C3 C6 E4 E7. Voir fig. 2).

[3] Données d'Arseneault et al. 1989. Les 4 valeurs correspondent aux 4 points d'échantillonnage (même ordre que pour le type de peuplement). L'indice est basé sur l'incidence de dépérissement, la sévérité et la surface terrière. La valeur 0 signifie aucun dépérissement et la valeur 100 indique que tous les arbres sont morts.

[4] Érablières utilisées pour les études comportementales.

Annexe 2. Caractéristiques de station et de végétation des six érablières principales.

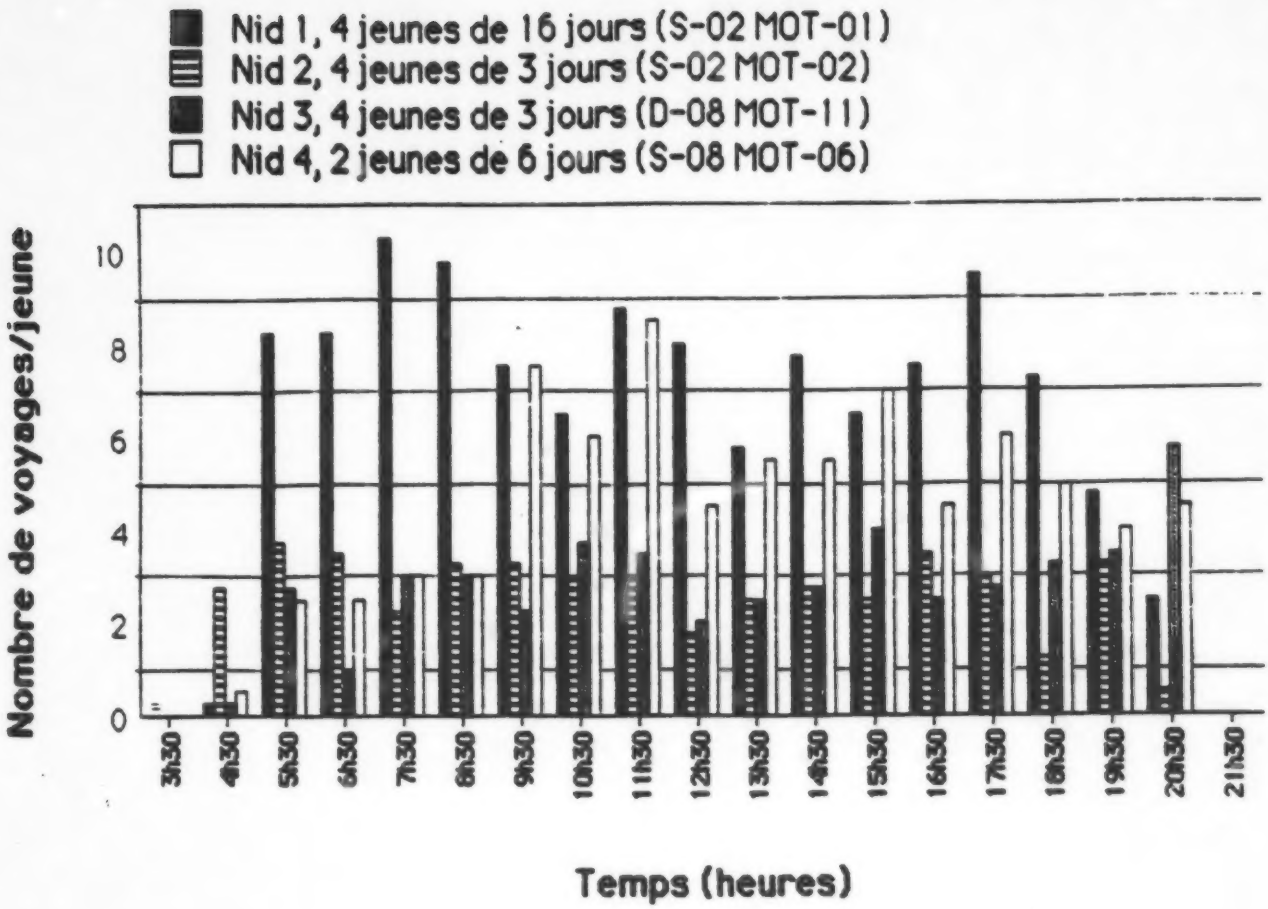
	S02	S07	S08	D08	D09	D10
Altitude (m)	400	300	300	330	430	400
Drainage[1]	3	2	3	2-3	3-4	3
Composition arborescente (%)						
Érable à sucre	83	83	77	65	67	76
Hêtre à grandes feuilles	9	13	3	13	7	19
Bouleau jaune	2	2	5	8	18	2
Autres décidus	1	2	14	8	6	1
Conifères	6	1	1	7	3	2
Perte de feuillage (%)	15	15	11	15	23	22
DHP	25	30	30	28	22	29
Distance[2]	5,3	6,2	5,4	5,7	5,1	5,8
Hauteur de l'arbre (m)	15	17	18	16	15	16
Hauteur de la 1re branche (m)[3]	6,3	6,8	7,3	6,2	5,1	6,6
Nombre d'arbustes 0-5 cm DHP	2,4	5,4	6,2	6,4	7,6	7,4
Nombre d'arbustes 5-10 cm DHP	0,4	0,6	0,4	0,2	0,8	0,2
Régénération feuillue[4]	10	19	17	17	18	13
Régéneration conifères	1	0	2	2	6	2
Recouvrement en herbes	13	12	10	20	27	20

[1] Cote du Groupe d'étude sur l'écologie appliquée à l'aménagement du territoire (1974). Médiane de 63 observations.

[2] Distance moyenne (N = 63) du point d'échantillonnage au coeur de l'arbre le plus proche selon la méthode de Cottam et Curtis (1956).

[3] Hauteur moyenne (N = 63) de la première branche basse.

[4] Recouvrement moyen (%) en ligneux feuillus de moins de 1,3 m de haut.



Annexe 3. Nombre de becquées reçues par oisillon par heure de l'aube au crépuscule, pour 4 nids de Moucherolle tchébec. Tiré de Nadeau (1990).